

ICW Nota 1970
juni 1989

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer



nota

instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding, wageningen

TOETSING VAN HET WATERKWALITEITSMODEL ANIMO;
FOSFAAT AF- EN UITSPOELING OP ZAND-GRASLAND.

L.J.J. Jeurissen

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatie-middelen, dus geen officiële publikaties.

Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is afgesloten.

Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking

NOTA/1970

INHOUD

	pag
1. INLEIDING	1
2. UITGEVOERDE BEREKENINGEN	3
3. RESULTATEN BEREKENINGEN OPPERVLAKTEAFVOER	6
3.1. Inleiding	6
3.2. N- en P-concentraties in oppervlakteafvoer - versie 1	8
3.2.1. Mesttoediening op de eerste dag	9
3.2.1.1. Invloed reservoirgrootte	9
3.2.1.2. Invloed mestsamstelling wat betreft P	11
3.2.1.3. Invloed verhouding neerslag/infiltratie	13
3.2.2. Mesttoediening in voorafgaande decade	14
3.2.2.1. Invloed reservoirgrootte	14
3.2.2.2. Invloed verhouding neerslag/infiltratie	16
3.2.2.3. Invloed infiltratie in decade van mesttoediening	17
3.2.3. Conclusie	18
3.3. N- en P-concentraties in oppervlakteafvoer - versie 2	19
3.3.1. Op decadebasis	20
3.3.1.1. Invloed reservoirgrootte en verdunningsfactor	20
3.3.1.2. Kjeldahl-N en totaal-P	22
3.3.2. Op dagbasis	22
3.3.2.1. Invloed reservoirgrootte en verdunningsfactor	23
3.3.2.2. Kjeldahl-N en totaal-P	25
3.3.3. N- en P-belasting van oppervlaktewater via oppervlakteafvoer	26
3.3.4. Conclusie	26
3.4. N- en P-concentraties in oppervlakteafvoer - versie 3	27
3.4.1. Invloed LEFRSO	27
3.4.2. Kjeldahl-N en totaal-P	29
3.4.3. Conclusie	30

NOTA/1970

VERVOLG INHOUD

	pag
3.5. Jaarlijkse P-belasting oppervlaktewater via oppervlakteafvoer	30
3.5.1. Tijdstip mestgift afhankelijk van de waterhuishouding	30
3.5.2. Invoergegevens	31
3.5.3. Resultaten en discussie	34
3.5.4. Conclusie	37
4. RESULTATEN BEREKENINGEN P-VOORRAAD IN BODEM EN BODEMVOCHT	38
4.1. Invoergegevens	38
4.2. Resultaten simulatie fosfaatprofiel	43
4.3. Gevoeligheid bij de simulatie	47
4.3.1. Invloed verschillende P-parameters	47
4.3.2. Invloed materiaaldefinitie wat betreft P	53
4.3.3. Invloed P-gehalten van humus en wortellexudaten	56
4.3.4. Invloed reservoirgrootte	57
4.4. Aanpassing waterhuishouding	57
4.5. Conclusie	58
5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	60
 SAMENVATTING	 62
 LITERATUUR	 64
 LIJST VAN GEBRUIKTE SYMBOLEN	 65
 BIJLAGEN	 67

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

1 . INLEIDING

Sinds de jaren zestig is de agrarische produktie sterk veranderd als gevolg van economische, sociale en technische ontwikkelingen. Vooral op de zandgronden van Noord-Brabant, Limburg, Gelderland en Overijssel specialiseerde men zich in het houden van mestkalveren, varkens en kippen. Deze zgn. intensieve veehouderij heeft geleid tot overschotten aan dierlijke mest. Het overgrote deel van de mest wordt uitgereden over landbouwgronden in het gebied zelf. Zo worden veel grotere hoeveelheden fosfaat aan de bodem toegevoegd dan voor het gewas nodig is. Het fosfaat dat niet door het gewas opgenomen wordt wordt in eerste instantie in de bodem vastgelegd, zodat slechts weinig fosfaatuitspoeling optreedt. Het fosfaatbindendvermogen van grond is echter eindig; wanneer een bodem fosfaatverzadigd is zal verdere bemesting leiden tot transport van fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater. Fosfaatverontreiniging van het oppervlaktewater kan tot eutrofiëring leiden.

Verschijselen als het voorkomen van preferente stroombanen en schijngrondwaterspiegels, de ruimtelijke variabiliteit van het fosfaatbindendvermogen en de fosfaatbelasting binnen een perceel, hebben grote invloed op de fosfaatuitspoeling; het theoretische fosfaatbindendvermogen van een grond wordt niet voor 100% benut, waardoor er eerder en meer fosfaat het grond- en oppervlaktewater bereikt.

Fosfaat bereikt het oppervlaktewater behalve door uitspoeling uit de bodem ook door afspoeling over het maaiveld. Het laatste doet zich voor wanneer de infiltratiemogelijkheden beperkt zijn door een lage infiltratiesnelheid, hoge grondwaterstand, of wanneer de grond bevroren is. De mate van fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer wordt, naast de grootte van oppervlakteafvoer en infiltratie, voornamelijk bepaald door de mestgift en de tijd die verstreken is sinds het uitrijden van de mest.

De laatste jaren wordt in het onderzoek veel werk verricht aan computersimulatiemodellen. Het ontwikkelen van een computermodel dat het fosfaat-

transport over en door de bodem beschrijft is een belangrijk hulpmiddel om de kennis over de van belang zijnde processen te vergroten. Met behulp van een fosfaattransportmodel dat de werkelijkheid goed simuleert kunnen de gevolgen van allerlei maatregelen op de fosfaatbelasting van grond- en oppervlaktewater voorspeld worden.

Het grondwaterkwaliteitsmodel ANIMO (Agricultural NITrogen MOdel) beschrijft de stikstof-, koolstof- en fosforkringloop en hun interacties met als hoofddoel het voorspellen van stikstof- en fosfaatbelasting van grond- en oppervlaktewater. Het fosfaatmodel is onlangs in ANIMO ingebouwd. ANIMO is ontwikkeld voor het landelijk gebied en is zowel op perceels- als op regionaal niveau toe te passen. Het model rekent met een één-dimensionaal bodemprofiel, dat onderverdeeld is in een aantal horizontale lagen, maar berekent ook laterale fluxen van en naar het bodemprofiel (semi-twee-dimensionaal). Een waterkwantiteitsmodel zoals bijvoorbeeld WATBAL (BERGHUIJS-VAN DIJK, 1985), levert de benodigde gegevens over vochtgehalten en waterfluxen. BERGHUIJS-VAN DIJK e.a. (1985) en KROES (1988) geven een gedetailleerde beschrijving en gebruikershandleiding van ANIMO. Een beschrijving van het fosfaatmodel is in voorbereiding (ROEST).

De volgende processen zijn van invloed op het transport van fosfaat door de bodem:

- toediening via meststoffen, planteresten;
- gewasopname;
- mineralisatie en immobilisatie;
- adsorptie aan voornamelijk aluminium- en ijzerhydroxiden;
- precipitatie van fosfaatzouten;
- waterbeweging.

In dit onderzoek worden bepaalde aspecten van het fosfaatmodel getoetst aan veldsituaties, en wordt de gevoeligheid van het model voor verschillende parameters onderzocht. In verband met afspoeling is de fosfaatlast van de oppervlakteafvoer van belang (hoofdstuk 3), en vanwege uitspoeling de fosfaatvoorraad in de bodem en het bodemvocht in de diepte (hoofdstuk 4). In hoofdstuk 5 worden enige algemene conclusies getrokken en enkele aanbevelingen gedaan.

2. UITGEVOERDE BEREKENINGEN

Voor het testen van de oppervlakteafvoer is van belang de wijze waarop in ANIMO de weg van een (mest)stof vanaf toediening tot in de bodem of in het oppervlaktewater beschreven wordt. In ANIMO kunnen materialen, bijv. meststoffen, planteresten, op verschillende wijzen aan het bodemsysteem toegevoegd worden, namelijk:

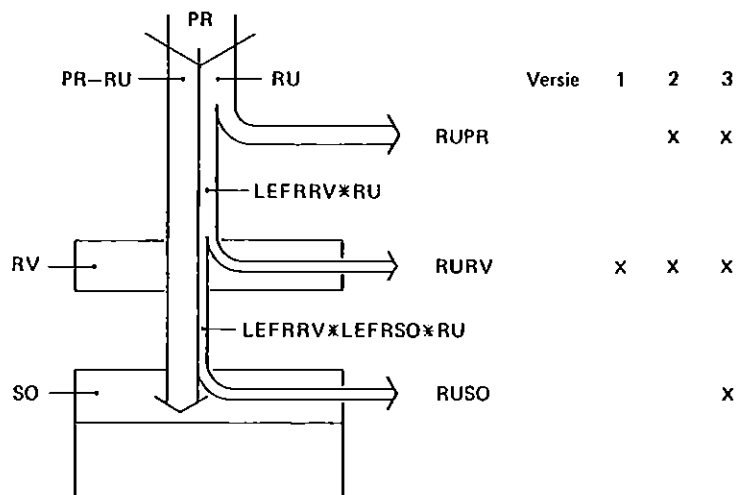
- De toevoeging vindt plaats op het bodemoppervlak: opgeloste stoffen, waaronder ook een deel van de organische stof, worden dan toegevoegd aan een denkbeeldig reservoir op het maaiveld, van waaruit water infiltreert of over het oppervlak afspoelt; het vaste materiaal wordt aan de eerste bodemlaag toegevoegd.
- Het materiaal wordt aan een of meerdere bodemlagen toegevoegd, bijv. in geval van onderploegen of injectie van mest.

Voor de formulering van de oppervlakteafvoer zijn achtereenvolgens drie versies ontwikkeld (zie Fig. 1).

1. In de eerste versie gaat de runoff uitsluitend via het reservoir, zodat de N- en P-concentraties in de oppervlakteafvoer gelijk zijn aan de reservoirconcentraties.
2. Bij de tweede versie is ervan uitgegaan dat oppervlakteafvoer slechts optreedt over een beperkt oppervlak (een strook naast een sloot), zodat ook maar een gedeelte van het denkbeeldige reservoir doorlopen wordt. De runoff-verdunningsfactor LEFRRV (LEaching PRaction into ReserVoir) geeft aan welk gedeelte van de runoff via het reservoir afstroomt (met concentraties gelijk aan reservoirconcentraties); de resterende hoeveelheid runoff gaat buiten het reservoir om (met concentratie van de neerslag). Tesamen vormen zij de totale oppervlakteafvoer.
3. In de derde versie is de runoffflux verdeeld in drie stromen: buiten het reservoir om, via het reservoir en via de eerste bodemlaag. De reden hiervoor is dat diffusie vanuit de bodem naar het afstromende water kan optreden. Naast LEFRRV is er dan ook de invoerparameter LEFRSO (LEaching PRaction into SOil), die aangeeft welk gedeelte van de reservoir-runoff-stroom via laag 1 verloopt. Afhankelijk van de rekentijdstaplengthte kan

deze fractie gekozen worden. Deze formulering heeft tot gevolg dat nu ook de processen die zich in de bodem afspelen invloed hebben op de concentraties in de oppervlakteafvoer.

N.B. LEFRRV en LEFRSO kunnen zo gekozen worden dat de situatie van versie 1 of 2 ontstaat.



$$\begin{aligned} RUPR &= (1 - LEFRRV) * RU \\ RURV &= LEFRRV * (1 - LEFRSO) * RU \\ RUSO &= LEFRRV * LEFRSO * RU \end{aligned}$$

$$RUPR + RURV + RUSO = RU$$

LEFRRV = leaching fraction into reservoir (fraction of RU passing RV)
 LEFRSO = leaching fraction into soil (fraction of RU-RUPR passing SO)
 PR = precipitation (m.d⁻¹)
 RU = total runoff (m.d⁻¹)
 RUPR = runoff with precipitation concentration (m.d⁻¹)
 RURV = runoff with reservoir concentration (m.d⁻¹)
 RUSO = runoff with soil concentration (m.d⁻¹)
 RV = reservoir (layer 0)
 SO = soil (layer 1)

Fig. 1. Schematische weergave van de runofffluxen bij de drie versies van de runoffformulering.

Wat betreft de concentraties N en P in het oppervlakteafvoerwater is het model gecalibreerd op grond van proefveldgegevens van een onderzoek te Achterveld (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1980). Ten tijde van versie 1 is de invloed onderzocht van de reservoirgrootte, de mestsamenvestelling en de verhouding neerslag/infiltratie. Dit gaf o.a. aanleiding tot het ontwikkelen van de tweede versie met de runoff-verdunningsfactor LEFRRV.

Bij het testen van versie 2 is gekeken naar de invloed van de tijdstap-lengte, de reservoirgrootte en de verdunningsfactor. De derde versie van de runoff-formulering is door J.G. Kroes getoetst op de invloed van de parameters LEFRRV en LEFRSO.

De invloed van de tijdstaplengte (dag/decade) en de tijdstippen van mest-toediening op de jaarlijkse fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer is bestudeerd aan de hand van berekeningen voor een graslandperceel van het ROC Cranendonck te Maarheeze (paragraaf 3.5). Hiervoor is de tweede versie runoff-formulering gebruikt. Daarbij is ook gekeken naar de mogelijkheid om het tijdstip van mesttoedienen afhankelijk te maken van de grondwaterstand.

Voor de kwantificering van fosfaatuitspoeling zijn de fosfaatconcentraties in het bodemvocht op de diepten vanwaar water afgevoerd wordt van belang. Het model simuleert op elk tijdstip voor elke gedefinieerde bodemlaag de hoeveelheid fosfaat geadsorbeerd, in oplossing en neergeslagen. Ter cali-bratie is de situatie van een zwaar bemest graslandperceel bij Putten gesi-muleerd. Op het betreffende perceel zijn in december 1987 metingen verricht ter bepaling van de fosfaatvoorraad in de bodem en in het bodemvocht (STEENVOORDEN e.a., 1988). Bovendien is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor invoerparameters betreffende de beschrijving van de adsorptie, desorp-tie en precipitatie van fosfaat, de samenstelling van de toegediende mest-stof en enkele andere parameters.

Het testen van bepaalde aspecten van het fosfaatmodel heeft plaatsgevonden tegelijkertijd met de modelontwikkeling. Bij het lezen van deze nota moet men zich dan ook realiseren, dat de testruns steeds zijn uitgevoerd met de op dat moment als optimaal bekend staande modelformuleringen en parameters, en dat niet altijd alle mogelijke combinaties zijn doorgerekend.

3. RESULTATEN BEREKENINGEN OPPERVLAKTE-AFVOER

3.1. INLEIDING

De drie verschillende runoffformuleringen zijn getest voor wat betreft de concentraties N en P in het oppervlakteafvoerwater met behulp van gegevens van een onderzoek te Achterveld (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1980). In experiment III van genoemd onderzoek zijn vier bemestingsniveau's met runderdrijfmest (RDM) aangelegd. Na 1, 3, 8 en 15 dagen na de drijfmestgift heeft berekening plaatsgevonden. Het afstromende water is opgevangen en o.a. geanalyseerd op $\text{NH}_4\text{-N}$, Kjeld-N, Ortho-P en Totaal-P.

De waterhuishouding is gesimuleerd met het model WATBAL. De in te voeren gegevens betreffende neerslag, oppervlakteafvoer, infiltratie en de samenstelling van het beregeningswater en de runderdrijfmest zijn gebaseerd op het proefveld te Achterveld; voor de overige invoergegevens voor WATBAL en ANIMO is gebruik gemaakt van de gegevens van een proefveld van het ROC Cranendonck te Maarheze. Dat ten dele gebruik gemaakt wordt van gegevens van een ander proefveld is niet bezwaarlijk, omdat de kwaliteit van de oppervlakteafvoer hoofdzakelijk beïnvloed wordt door de mest op het land en de verhouding neerslag/infiltratie. De ontwatering, infiltratiecapaciteit en de initiële grondwaterstand zijn zo genomen dat de hoeveelheid oppervlakteafvoer en neerslag overeenkomen met de gemeten hoeveelheden. De maai-veldsberging is op 10 mm gesteld. De berekende N- en P-concentraties in het oppervlakteafvoerwater worden vergeleken met de proefgegevens.

Voor de fosfaatconcentratie in het beregeningswater is het gemeten totaal-P gehalte genomen ($0.06 \text{ g.m}^{-3} \text{ P}$). De $\text{NH}_4\text{-N}$ concentratie is $0.05 \text{ g.m}^{-3} \text{ N}$. Voor het Kjeld-N gehalte van het beregeningswater, 1.4 g.m^{-3} , is in ANIMO geen invoermogelijkheid. De droge depositie van $\text{NH}_4\text{-N}$ is gesteld op 12 kg.ha^{-1} , zoals voor "Cranendonck". De fractie van toegevoegde $\text{NH}_4\text{-N}$ die vervluchtigt is gesteld op 20%.

NOTA/1970

7

Samenstelling runderdrijfmest:

Fractie (w/w)	Totaal	Anorg.	Org.	Org. opl.	Org. vast
Org. stof	.04			.006	.034
N	.0032	.0016	.0016	.00094	.00063
P	.00053	.00042	.00011	.000008	.000102

Anorganisch N is in de vorm van $\text{NH}_4\text{-N}$; fractie $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{FRNI}=0$.

De organische stof wordt verdeeld gedacht over 3 fracties met elk een bepaald gedeelte in oplossing, een afbraaksnelheid van vast materiaal en een N- en P-gehalte (NIFR en POFR):

Fractie	% van de org.stof opl. vast totaal			Afbr.snelh. (jaar ⁻¹)	NIFR	POFR
1	10	0	10	n.v.t.	0.225	0.0015
2	5	65	70	1.68	0.02	0.001
3	0	20	20	0.12	0.01	0.01

De N- en P-fracties zijn berekend op grond van:

fractie org.N = 0.0016

$$= (.1 * \text{NIFR}(1) + .7 * \text{NIFR}(2) + .2 * \text{NIFR}(3)) * .04$$

fractie org.N in opl. = 0.00094

$$= (.1 * \text{NIFR}(1) + .05 * \text{NIFR}(2)) * .04$$

fractie org.N vast = 0.00063

$$= (.65 * \text{NIFR}(2) + .2 * \text{NIFR}(3)) * .04$$

fractie org.P = 0.00011

$$= (.1 * \text{POFR}(1) + .7 * \text{POFR}(2) + .2 * \text{POFR}(3)) * .04$$

fractie org.P in opl. = .015 * totaal-P = 0.000008

$$= (.1 * \text{POFR}(1) + .05 * \text{POFR}(2)) * .04$$

fractie org.P vast = 0.000102

$$= (.65 * \text{POFR}(2) + .2 * \text{POFR}(3)) * .04$$

3.2. N- EN P-CONCENTRATIES IN OPPERVLAKTEAFVOER - VERSIE 1

WATBAL en ANIMO rekenen in tijdstappen van een decade. Daarom zijn de volgende twee mogelijkheden doorgerekend:

1. de drijfmestgift vindt plaats op de eerste dag van een decade, de beregeningen van 1, 3 en 8 dagen na bemesting zijn in deze eerste decade samengevat en de berekening na 15 dagen vindt plaats in de tweede decade (paragraaf 3.2.1);
2. de drijfmestgift vindt plaats op de laatste dag voorafgaande aan de eerste decade, de beregeningen na 1, 3 en 8 dagen in de eerstvolgende decade en de berekening na 15 dagen in de tweede decade (paragraaf 3.2.2).

Tabel 1. Gemeten en gesimuleerde waterbalans (mm) van het proefveld
(PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie,
B = maaiveldsberging)

Decade	Gemeten			Gesimuleerd met WATBAL			
	PR	RU	I+B	PR	RU	I	B
1 ^e	72	25	47	70	24	36	10
2 ^e	29	9	20	40	10	30	0

Tabel 2. Gemeten concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}). De concentraties na de drie beregeningen in decade 1 zijn gemiddeld

RDM ton.ha^{-1} decade	0		10		25		40	
	1	2	1	2	1	2	1	2
ortho-P	.18	.08	1.3	.12	2.7	.26	3.2	.63
totaal-P	.19	.20	1.6	.22	3.6	.48	5.4	1.2
NH ₄ -N	.09	.06	4.1	.12	12	.27	21	.68
Kjeld-N	1.3	1.0	8.5	.9	23	1.7	39	3.7

3.2.1. Mesttoediening op de eerste dag

3.2.1.1. Invloed reservoirgrootte

Om de invloed van de grootte van het reservoir te testen is ANIMO met verschillende waarden voor de reservoirgrootte doorgerekend. Bij de vergelijking van de simulatieresultaten met de gemeten waarden, is vooral gelet op de eerste decade en op de totaal-P concentraties in de oppervlakteafvoer. De stoffenbelasting in de eerste decade is namelijk het grootst. Bovendien speelt P de belangrijkste rol bij de terugdringing van de eutrofiëring in Nederland. Uit deze berekeningen blijkt dat hoe groter het reservoir is, hoe lager de concentraties in het reservoir in de eerste en tweede decade na een drijfmestgift zijn. De resultaten bij 0.27 m kwamen het beste overeen met de metingen (Tabel 3 en Fig. 2). Deze waarde is in paragraaf 3.2.1 steeds aangehouden.

In de tweede decade zijn de gesimuleerde concentraties 0.15 tot 10 keer groter dan de gemeten concentraties; voor $\text{NH}_4\text{-N}$ zelfs tot 30 keer groter. Hoewel bij de metingen van de waterbalanstermen de infiltratie en maai-veldsberging niet onderscheiden zijn, is de gemeten 47 mm in de eerste decade (Tabel 1) waarschijnlijk voornamelijk infiltratie.

Tabel 3. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.27m (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.03	1.3	1.4	2.7	3.5	3.2	5.5
totaal-P	.19	.03	1.6	1.4	3.6	3.5	5.4	5.6
$\text{NH}_4\text{-N}$.09	.45	4.1	4.6	12	11	21	17
Kjeld-N	1.3	.45	8.5	7.7	23	19	39	29
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.03	.12	1.1	.26	2.8	.63	4.5
totaal-P	.20	.03	.22	1.2	.48	2.9	1.2	4.6
$\text{NH}_4\text{-N}$.06	.45	.12	3.9	.27	9.0	.68	14
Kjeld-N	1.0	.45	.9	6.4	1.7	15	3.7	24

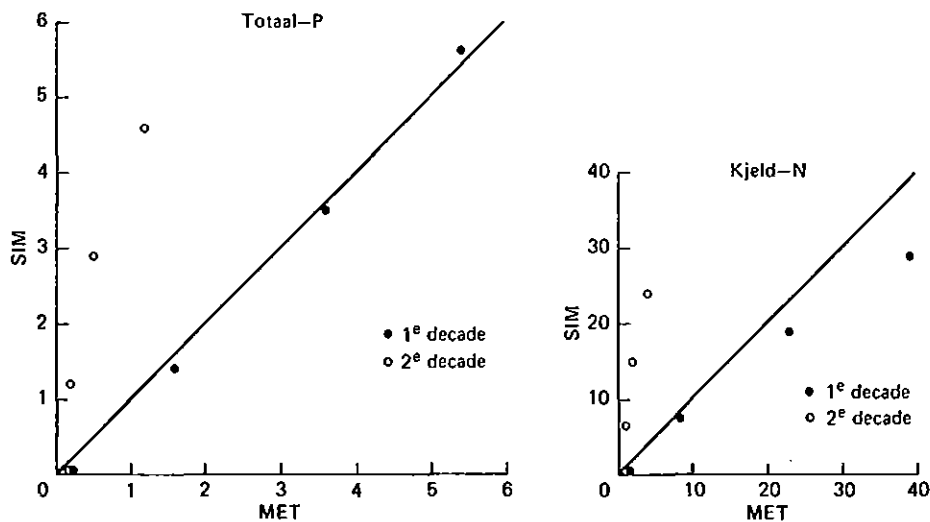


Fig. 2. Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeld-N in de oppervlakteafvoer (g.m^{-3}) bij vier mestgiftten
Versie I. Reservoir = 0.27 m

De zeer geringe daling van de concentraties in het reservoir in de tweede decade ten opzichte van de eerste decade kan slechts gedeeltelijk verklaard worden doordat in de eerste decade de gesimuleerde infiltratie kleiner is dan de gemeten infiltratie. De gemeten afname van de concentraties in de oppervlakteafvoer (tot gemiddeld circa 10%) kan alleen gesimuleerd worden met een kleiner reservoir; dan zijn de concentraties waarmee het water in de eerste decade infiltreert of over het oppervlak afstroomt hoger, zodat de concentraties in het reservoir afnemen.

Vergelijking N

Zonder drijfmestgift is de berekende Kjeld-N concentratie te laag, doordat de hoeveelheid Kjeld-N in het beregeningswater niet in het model is meegenomen. Ook is de berekende $\text{NH}_4\text{-N}$ concentratie te hoog. Deze kan verlaagd worden tot 0.02 g.m^{-3} N door de droge depositie van NH_4 op 0 te stellen. Gevolg is ook dat de N-gehalten bij de andere mestgiftten 0 tot 1 g.m^{-3} N lager worden.

Bij de mestgiftten 10, 25 en 40 ton.ha^{-1} in de eerste decade komen de $\text{NH}_4\text{-N}$ gehalten goed overeen, terwijl de Kjeld-N gehalten te laag zijn. Bij een grotere mestgift is het verschil tussen de gesimuleerde en de gemeten Kjeld-N concentraties groter.

Vergelijking P

Zonder drijfmestgift zijn de berekende ortho-P en totaal-P gehalten te laag. Blijkbaar speelt behalve fosfaat van beregeningswater nog andere fosfaat mee, zoals een geringe fosfaatafgifte door de bodem afkomstig van vroegere mestgiftten.

Voor de bemeste veldjes komen de totaal-P concentraties in de eerste decade overeen met de gemeten waarden, maar vrijwel alle P is in de vorm van ortho-P. In de proef was het aandeel van ortho-P gemiddeld circa 60%.

Vergelijking organisch - anorganisch N en P

De verhoudingen ortho-P/totaal-P en $\text{NH}_4\text{-N/Kjeld-N}$ zijn berekend en staan, gemiddeld over de verschillende drijfmestgiftten, vermeld in Tabel 4.

Hieruit blijkt dat deze verhoudingen in de tweede decade hetzelfde zijn als in de eerste, terwijl de gemeten waarden een daling van de fractie anorganisch N en P te zien geven. Dit heeft zijn oorzaak in het ontbreken van omzettingsprocessen in het reservoir. Voor het oppervlaktewater is allereerst de totale belasting van groot belang.

Tabel 4. Gemeten en gesimuleerde verhouding anorganisch/totaal N en P in het afstromende water voor de 1^e en 2^e decade, gemiddeld over de mestdoseringen (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

	Gemeten	Gesimuleerd
ortho-P/totaal-P		
1 ^e decade	60% à 80%	90% à 100%
2 ^e decade	50%	90% à 100%
$\text{NH}_4\text{-N/Kjeld-N}$		
1 ^e decade	50%	60%
2 ^e decade	10% à 20%	60%

3.2.1.2. Invloed mestsamenstelling wat betreft P

De invloed van de mestsamenstelling op het berekende P-gehalte van de oppervlakteafvoer is nagegaan. Er is vanuit gegaan dat van de runderdrijfmest-P 40% organisch P is in plaats van 20%. Dit is op twee manieren ver-

taald in de verdeling van P over de organische stof fracties. In het eerste geval zijn de P-gehalten van de fracties gekozen op grond van de hoeveelheid organisch P in oplossing en de hoeveelheid in de vaste fase. Dit kan alleen met een laag P-gehalte van fractie 1 (geheel in oplossing).

In het tweede geval is het P-gehalte van fractie 1 hoger genomen dan in het eerste geval en zijn de P-gehalten van fractie 2 en 3 alleen op grond van de totale hoeveelheid organisch P in de drijfmest genomen. De resultaten van beide simulaties staan respectievelijk in Tabel 5 en 6 en worden vergeleken met de resultaten van de berekeningen met de oorspronkelijke 20% in de vorm van organische P (Tabel 3). Met 40% van de drijfmest-P in de vorm van organisch P, berekent ANIMO 30% lagere ortho-P en totaal-P concentraties in het afstromende water dan met 20% in de vorm van organisch P. Dat ook de totaal-P concentratie lager is komt doordat de 20% extra organisch P in de mest voor een groot gedeelte als vaste stof is voorgesteld. Worden de resultaten van de simulaties met het lage (Tabel 5) en hoge (Tabel 6) P-gehalte van fractie 1 vergeleken, dan is in het laatste geval de totaal-P concentratie circa 10% hoger.

Bij de simulatie van fosfaatafspoeling is dus de verdeling van de drijfmest-P over de opgeloste (anorganisch + gedeelte van organisch) en vaste fase van belang.

Tabel 5. Gemeten en gesimuleerde concentraties P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.27 m. (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)
40% van de drijfmest-P is organisch P en een laag P-gehalte in de opgeloste fracties.
(POFR(1) = 0.0018, POFR(2) = 0.0045, POFR(3) = 0.01)

RDM ton.ha ⁻¹	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.03	1.3	1.1	2.7	2.6	3.2	4.2
totaal-P	.19	.03	1.6	1.1	3.6	2.7	5.4	4.4
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.03	.12	.87	.26	2.1	.63	3.4
totaal-P	.20	.03	.22	.92	.48	2.2	1.2	3.6

Tabel 6. Gemeten en gesimuleerde concentraties P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.27 m.
(MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)
40% van de drijfmest-P is organisch P en een hoog P-gehalte in de opgeloste fracties.
(POFR(1) = 0.01, POFR(2) = 0.0058, POFR(3) = 0.001)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.03	1.3	1.1	2.7	2.6	3.2	4.2
totaal-P	.19	.03	1.6	1.2	3.6	3.0	5.4	4.8
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.03	.12	.87	.26	2.1	.63	3.4
totaal-P	.20	.03	.22	1.0	.48	2.5	1.2	3.9

3.2.1.3. Invloed verhouding neerslag/infiltratie

Om de invloed van de verhouding neerslag/infiltratie na te gaan zijn alle simulaties eveneens uitgevoerd voor een situatie, gekenmerkt door een grotere infiltratie en dezelfde oppervlakteafvoer. Deze situatie is niet vergelijkbaar met de proef te Achterveld. De gesimuleerde infiltratie in de eerste decade van situatie 2 (80 mm) is nog groter dan het totaal van de eerste en tweede decade in situatie 1 (66 mm). Omdat infiltratie een belangrijk proces is voor de reductie van de concentraties in de oppervlakteafvoer, mogen dus belangrijk lagere concentraties worden verwacht dan de gesimuleerde concentraties in situatie 1. Vergeleken met de gesimuleerde concentraties in de eerste situatie, berekent ANIMO, met de overige parameters hetzelfde als in paragraaf 3.2.1.1, lagere gehalten (Tabel 8). De verschillen tussen de concentraties in de beide situaties, en de verschillen tussen de concentraties in decade 1 en 2 zijn echter zeer gering: een groot reservoir werkt dus niet.

Tabel 7. Gesimuleerde waterbalans (mm) voor twee situaties (PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie, B = maaiveldsberging)

Decade	Situatie 1				Situatie 2			
	PR	RU	I	B	PR	RU	I	B
1 ^e	70	24	36	10	115	25	80	10
2 ^e	40	10	30	0	70	9	61	0

Tabel 8. Gesimuleerde infiltratie (cumulatief, mm) en concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor twee situaties. Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha^{-1}

Situatie	Decade 1		Decade 2	
	1	2	1	2
Cum.infil.	36	80	66	141
ortho-P	5.5	5.1	4.5	3.6
totaal-P	5.6	5.2	4.6	3.7
NH ₄ -N	17	16	14	12
Kjeld-N	29	27	24	20

3.2.2. Mesttoediening in voorafgaande decade

3.2.2.1. Invloed reservoirgrootte

Het reservoir in de formulering is een denkbeeldig reservoir. Bij de veldproeven wordt bij de start van de berekening nog niet onmiddellijk runoff gemeten. Eerst wordt de oppervlakteberging benut en gedurende de opbouw van deze oppervlakteberging vindt infiltratie plaats. Naar schatting is reeds 49 mm geïnfiltreerd op het moment dat runoff begint op te treden. In de modelformulering is er daarom vanuitgegaan dat in de decade van mesttoediening 49 mm infiltratie heeft plaatsgevonden. Deze hoeveelheid is geïnfiltreerd met hoge N- en P-concentraties. Hoe kleiner het reservoir, hoe meer meststoffen geïnfiltreerd zijn voor de eerste decade en hoe lager de concentraties in het reservoir in de eerste en tweede decade na de drijfmestgift.

Bij de vergelijking van de simulatieresultaten voor de verschillende reservoirgroottes met de gemeten waarden, is vooral gelet op de eerste decade en op de totaal-P concentraties. In Tabel 9 en 10 en Fig. 3 zijn de resultaten bij een reservoir van resp. 0.03 en 0.04 m weergegeven: de reservoirgrootte heeft grote invloed op de N- en P-gehalten van het afstromende water. De resultaten bij 0.04 m kwamen het beste overeen met de metingen. Deze waarde is in paragraaf 3.2.2 steeds aangehouden. Met dit kleine reservoir zijn de concentraties in de oppervlakteafvoer in de tweede decade in de goede orde van grootte te simuleren.

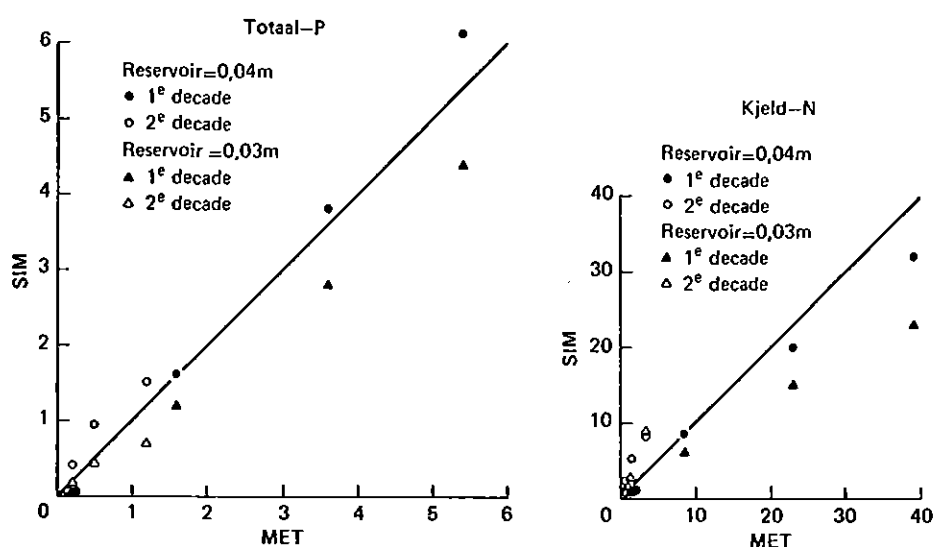


Fig. 3. Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeld-N in de oppervlakteafvoer (g.m^{-3}) bij vier mestgiftten. Versie I. Reservoir = 0.04 en 0.03 m

Tabel 9. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.03 m (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.06	1.3	1.1	2.7	2.7	3.2	4.3
totaal-P	.19	.06	1.6	1.2	3.6	2.8	5.4	4.4
$\text{NH}_4\text{-N}$.09	.62	4.1	3.9	12	8.8	21	14
Kjeld-N	1.3	.62	8.5	6.3	23	15	39	23
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.06	.12	.21	.26	.43	.63	.65
totaal-P	.20	.06	.22	.21	.48	.44	1.2	.67
$\text{NH}_4\text{-N}$.06	.74	.12	1.2	.27	1.9	.68	2.6
Kjeld-N	1.0	.74	.9	1.5	1.7	2.7	3.7	3.9

Tabel 10. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.04 m. (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.06	1.3	1.5	2.7	3.7	3.2	5.9
totaal-P	.19	.06	1.6	1.6	3.6	3.8	5.4	6.1
$\text{NH}_4\text{-N}$.09	.67	4.1	5.2	12	12	21	19
Kjeld-N	1.3	.67	8.5	8.4	23	20	39	32
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.06	.12	.40	.26	.92	.63	1.4
totaal-P	.20	.06	.22	.41	.48	.93	1.2	1.5
$\text{NH}_4\text{-N}$.06	.72	.12	1.8	.27	3.3	.68	4.9
Kjeld-N	1.0	.72	.9	2.5	1.7	5.2	3.7	8.0

Vergelijking N

Zonder drijfmestgift is de berekende Kjeld-N concentratie te laag, doordat de hoeveelheid Kjeld-N in het beregeningswater niet in het model is meegenomen. Ook is de berekende $\text{NH}_4\text{-N}$ concentratie te hoog. Deze kan verlaagd worden tot $0.05 \text{ g.m}^{-3} \text{ N}$ door de droge depositie van NH_4 op 0 te stellen. Gevolg is ook dat de N-gehalten bij de andere mestgiftten 0 tot $3 \text{ g.m}^{-3} \text{ N}$ lager worden.

Bij de mestgiftten 10, 25 en 40 ton.ha^{-1} komen de gegevens in de eerste decade goed overeen. In de tweede decade is $\text{NH}_4\text{-N}$ en Kjeld-N te hoog. Organisch N kan berekend worden uit het verschil van Kjeld-N en $\text{NH}_4\text{-N}$ (zie Tabel 11). Dit blijkt goed overeen te komen met de metingen.

Tabel 11. Gemeten en gesimuleerde concentratie organisch N in het afstromende water (g.m^{-3}) met een reservoir van 0.04 m (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade	.63	.0	4.4	3.2	11	8	18	13
2 ^e decade	.94	.0	.8	.7	1.4	1.9	3.0	3.1

Vergelijking P

Zonder drijfmestgift zijn de ortho-P en totaal-P gehalten te laag berekend. Blijkbaar speelt behalve beregeningswaterfosfaat nog andere fosfaat mee, zoals een geringe fosfaatafgifte door de bodem afkomstig van vroegere mestgiftten.

De overige totaal-P concentraties komen in het algemeen overeen met de gemeten waarden, maar vrijwel alle P is in de vorm van ortho-P. In de proef was het aandeel van ortho-P gemiddeld circa 60%.

3.2.2.2. Invloed verhouding neerslag/infiltratie

Om de invloed van de verhouding neerslag/infiltratie na te gaan zijn alle simulaties eveneens uitgevoerd voor een situatie, gekenmerkt door een gro-

tere infiltratie en dezelfde oppervlakteafvoer. Deze situatie is niet vergelijkbaar met de proef te Achterveld. Vergeleken met de gesimuleerde concentraties in de eerste situatie, berekent ANIMO, met de overige parameters hetzelfde als in paragraaf 3.2.2.1, veel lagere gehalten (Tabel 13). De gesimuleerde infiltratie in de eerste decade van situatie 2 (80 mm) is nog iets groter dan het totaal van de eerste en tweede decade in situatie 1 (62 mm). Omdat infiltratie een belangrijk proces is voor de reductie van de concentraties in de oppervlakteafvoer, mogen dus belangrijk lagere concentraties worden verwacht dan de gesimuleerde concentraties in situatie 1. Dit blijkt ook zo te zijn.

Tabel 12. Gesimuleerde waterbalans (mm) voor twee situaties.
(PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie,
B = maaiveldsbergings)

Decade	Situatie 1				Situatie 2			
	PR	RU	I	B	PR	RU	I	B
1 ^e	70	28	32	10	115	25	80	10
2 ^e	40	10	30	0	70	9	61	0

Tabel 13. Gesimuleerde infiltratie (cumulatief, mm) en concentraties
N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor twee situaties.
Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha^{-1}

Situatie	Decade 1		Decade 2	
	1	2	1	2
cum.infil.	32	80	62	141
ortho-P	5.9	2.5	1.4	.25
totaal-P	6.1	2.5	1.5	.26
NH ₄ -N	19	7.7	4.9	1.1
Kjeld-N	32	13	8.0	1.5

3.2.2.3. Invloed infiltratie in decade van mesttoediening

Doordat er gerekend wordt in tijdstappen van een decade is de hoeveelheid infiltratie in de decade van mesttoediening (al dan niet na de dag waarop

bemest is) van belang. In het voorafgaande was deze infiltratie 49 mm. Om na te gaan wat de invloed daarvan is op de berekende concentraties in de decade na mesttoediening is ook gerekend met 16 mm en 0 mm infiltratie en met de overige parameters hetzelfde als in paragraaf 3.2.2.1 (zie Tabel 14). De situatie met 0 mm infiltratie in de decade van mesttoediening is gelijk aan de situatie met de mestgift op de eerste dag van de eerste decade (paragraaf 3.2.1), alleen is hier het reservoir kleiner. De hoeveelheid infiltratie plus oppervlakteafvoer in de eerste decade is in alle drie de gevallen 60 mm. Bij een geringere infiltratie in de decade van mesttoediening zijn de concentraties in de oppervlakteafvoer in de decade na de drijfmestgift hoger, omdat in de decade van mesttoediening de concentraties van het infiltrerend water het hoogst zijn. Uit Tabel 14 blijkt duidelijk dat de hoeveelheid infiltratie in de decade van mesttoediening grote invloed heeft op de nutriëntenlast van het afstromende water.

Tabel 14. Gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water voor de 1^e decade na mesttoediening met een reservoir van 0.04 m (g.m^{-3}) bij verschillende infiltratie in de decade van mesttoediening. Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha⁻¹

Infiltratie	49 mm	16 mm	0 mm
ortho-P	5.9	16	20
totaal-P	6.1	16	20
NH ₄ -N	19	48	61
Kjeld-N	32	82	106

3.2.3. Conclusie

Uitgaande van mesttoediening op de eerste dag van de eerste decade berekent ANIMO-versie 1 de concentraties N en P in het oppervlakteafvoerwater in de eerste decade in de goede orde van grootte, bij een reservoirgrootte van 0.27 m. In de tweede decade zijn de gesimuleerde concentraties dan echter tot 30 keer groter dan de gemeten concentraties. Een zo groot reservoir voldoet niet om de afname van de oppervlakteafvoerconcentraties in de tijd te simuleren.

Uitgaande van 49 mm infiltratie (met hoge concentraties) in de decade van mesttoediening berekent ANIMO-versie 1 de concentraties N en P in de oppervlakteafvoer tijdens beide decaden na een drijfmestgift in de goede orde van grootte, bij een reservoirgrootte van 0.04 m.

De hoeveelheid infiltratie en oppervlakteafvoer in de tijdstap van mesttoediening heeft grote invloed op de concentraties in de oppervlakteafvoer. Dit benadrukt het belang van een goede beschrijving van de waterhuishouding.

De reservoirgrootte heeft, samen met de verdeling van neerslag over infiltratie en oppervlakteafvoer in een tijdstap, grote invloed op de reductie van de reservoirconcentraties in de tijd en daarmee ook op de concentraties in de oppervlakteafvoer.

De verdeling van de totale hoeveelheid P in de drijfmest over organisch (gedeeltelijk in oplossing) en anorganisch fosfaat (geheel in oplossing) beïnvloedt zowel de ortho-P als de totaal-P concentraties in de oppervlakteafvoer.

De invloed van de verdeling van runderdrijfmest-P over de onderscheiden organische stof fracties heeft weinig invloed op de P-concentraties in het oppervlakteafvoerwater.

3.3. N- EN P-CONCENTRATIES IN OPPERVLAKEAFVOER - VERSIE 2

De in deze paragraaf vermelde resultaten zijn verkregen met de versie van ANIMO, waarbij een bepaalde fractie van de oppervlakteafvoer (LEFRRV) via het reservoir gaat, en de overige hoeveelheid oppervlakteafvoer buiten het reservoir om afstroomt (met concentratie van de neerslag). De concentraties in de oppervlakteafvoer zijn dan ongeveer gelijk aan LEFRRV keer de reservoirconcentraties.

Deze versie is behalve in tijdstappen van een decade, ook in tijdstappen van een dag doorgerekend (resp. paragraaf 3.3.1 en 3.3.2).

3.3.1. Op decadebasis

De waterhuishouding is op dezelfde wijze gesimuleerd als in paragraaf 3.2. De drijfmestgift vindt plaats op de eerste dag van de eerste decade.

Tabel 15. Gemeten en gesimuleerde waterbalans (mm) van het proefveld
(PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie,
B = maaiveldsberging)

Decade	Gemeten			Gesimuleerd met WATBAL			
	PR	RU	I+B	PR	RU	I	B
1 ^e	72	25	47	70	24	36	10
2 ^e	29	9	20	40	10	30	0

3.3.1.1. Invloed reservoirgrootte en verdunningsfactor

Bij de vergelijking van de simulatieresultaten met de gemeten waarden is vooral gelet op de totaal-P concentraties. Uit de voorafgaande paragrafen is gebleken dat de grootte van het reservoir, samen met de hoeveelheid infiltratie en oppervlakteafvoer in een tijdstap, grote invloed heeft op de reductie in de tijd van de concentraties in de oppervlakteafvoer. Uit modelberekeningen met verschillende waarden voor de reservoirgrootte en de verdunningsfactor blijkt dat om de gemeten concentratie-afname in de tijd te simuleren een reservoir van circa 0.02 m nodig is. De resultaten bij een verdunningsfactor van 0.17 kwamen het beste overeen met de metingen (Tabel 16 en Fig. 4).

In Tabel 17 staan voor een mestgift van 40 ton.ha⁻¹ de simulatieresultaten bij verschillende reservoirgroottes en verdunningsfactoren naast elkaar (SIM A, SIM B en SIM C). Met een reservoir van 0.01 m zijn de gesimuleerde concentraties in de tweede decade te laag. Wordt de verdunningsfactor in plaats van 0.17 op 0.20 gesteld, dan stijgen de oppervlakteafvoer concentraties in decade 1 en 2 met respectievelijk circa 17% en 12%.

In Tabel 17 zijn de resultaten onder "SIM D" met dezelfde parameters verkregen als de resultaten onder "SIM A", maar met een ander bemestingstijdstip: de laatste dag voorafgaande aan de eerste decade.

Vergelijking van SIM A met SIM D toont dat bij mesttoediening op de eerste dag van de eerste decade het resultaat van de simulatie goed is, terwijl bij mesttoediening op de laatste dag van de voorafgaande decade het simulatieresultaat zeer slecht is. Bij rekenen op decadebasis is de keuze van de dag van bemesting dus van grote invloed. (Zie ook paragraaf 3.5).

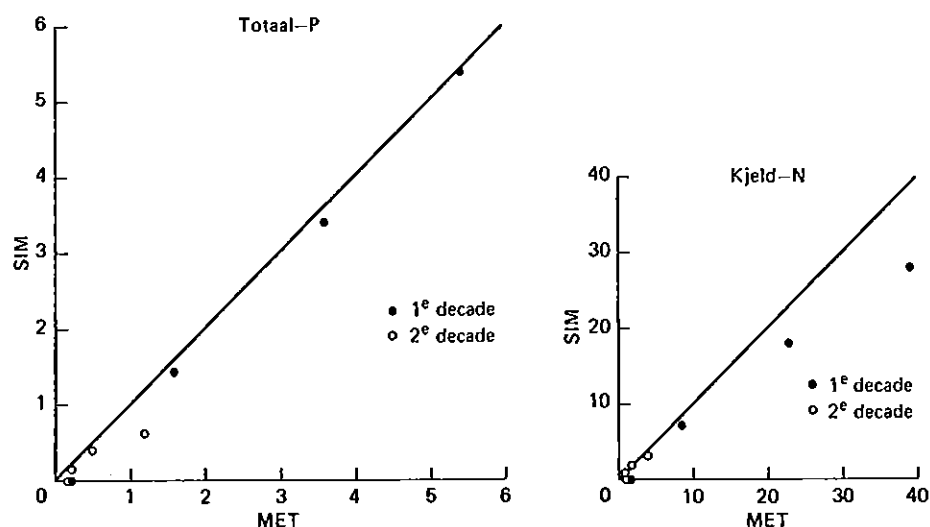


Fig. 4. Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeld-N in de oppervlakteafvoer (g.m^{-3}) bij vier mestgiften. Versie II op decadebasis. Reservoir = 0.02 m. LEFRRV = 0.17.

Tabel 16. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.02 m en een verdunningsfactor van 0.17 (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.01	1.3	1.3	2.7	3.3	3.2	5.3
totaal-P	.19	.01	1.6	1.4	3.6	3.4	5.4	5.4
NH ₄ -N	.09	.13	4.1	4.1	12	10	21	16
Kjeld-N	1.3	.13	8.5	7.1	23	18	39	28
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.01	.12	.16	.26	.38	.63	.61
totaal-P	.20	.01	.22	.16	.48	.39	1.2	.62
NH ₄ -N	.06	.16	.12	.62	.27	1.3	.68	2.0
Kjeld-N	1.0	.16	.9	.95	1.7	2.1	3.7	3.3

Tabel 17. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade, voor verschillende reservoirgroottes en verdunningsfactoren.
(MET = gemeten, SIM = gesimuleerd, SIM D = SIM A met mestgift op laatste dag voorafgaande decade)
Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha^{-1}

	MET	SIM A	SIM B	SIM C	SIM D
Reservoir (m)		0.02	0.01	0.02	0.02
Verdunningsfak.		0.17	0.17	0.20	0.17
1 ^e decade					
ortho-P	3.2	5.3	5.7	6.1	.57
totaal-P	5.4	5.4	5.8	6.3	.58
NH ₄ -N	21	16	18	19	1.8
Kjeld-N	39	28	30	33	3.1
2 ^e decade					
ortho-P	.63	.61	.07	.68	.07
totaal-P	1.2	.62	.07	.70	.07
NH ₄ -N	.68	2.0	.36	2.2	.35
Kjeld-N	3.7	3.3	.50	3.7	.50

3.3.1.2. Kjeldahl-N en totaal-P

Zonder drijfmestgift zijn de berekende Kjeld-N en totaal-P concentraties te laag (Tabel 16). Bij de mestgiftten 10, 25 en 40 ton.ha^{-1} zijn de Kjeld-N gehalten in de eerste decade te laag, terwijl ze in de tweede decade zowel hoger als lager dan de gemeten waarden berekend worden. De gesimuleerde totaal-P concentraties komen in beide decaden goed overeen met de metingen.

3.3.2. Op dagbasis

De waterhuishouding is gesimuleerd met het model WATBAL op dagbasis. De ontwatering, infiltratiecapaciteit en de initiële grondwaterstand zijn zo genomen dat de hoeveelheid oppervlakteafvoer en neerslag overeenkomen met

de gemeten hoeveelheden. Het was niet mogelijk de oppervlakteafvoer op dag 3 kleiner dan 14 mm te simuleren, zonder de oppervlakteafvoer op dag 8 en 15 sterk te verlagen. De mesttoediening vindt plaats op dag 0; de beregningen vinden plaats op dag 1, 3, 8 en 15. De overige parameters zijn hetzelfde gebleven.

Tabel 18. Gemeten en gesimuleerde waterbalans (mm) van het proefveld
(PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie,
B = maaiveldsbergings)

Dag	Gemeten			Gesimuleerd met WATBAL			
	PR	RU	I+B	PR	RU	I	B
1	23	7	16	23	7	6	10
3	21	8	13	21	14	4	3
8	28	10	18	28	10	8	10
15	29	9	20	29	4	15	10

3.3.2.1. Invloed reservoirgrootte en verdunningsfactor

Er zijn verschillende simulaties uitgevoerd, waarbij de reservoirgrootte en de verdunningsfactor varieerden. De berekende concentraties komen het beste overeen met de gemeten concentraties bij simulatie met een reservoir van 0.02 m en een verdunningsfactor van 0.17 (Tabel 19 en Fig. 5). Zowel voor simulatie op dagbasis als op decadebasis blijken deze waarden de beste resultaten te geven.

Ter vergelijking zijn in Tabel 20 de resultaten bij verschillende reservoirgroottes en verdunningsfactoren voor een mestgift van 40 ton.ha⁻¹ weergegeven. De met een reservoir van 0.01 m berekende totaal-P concentraties zijn op dag 1 te hoog, op dag 3, 8 en 15 te laag. Wordt de verdunningsfactor veranderd van 0.17 in 0.20, dan stijgen de concentraties in de oppervlakteafvoer op dag 1, 3, 8 en 15 resp. 16%, 15%, 13% en 12%.

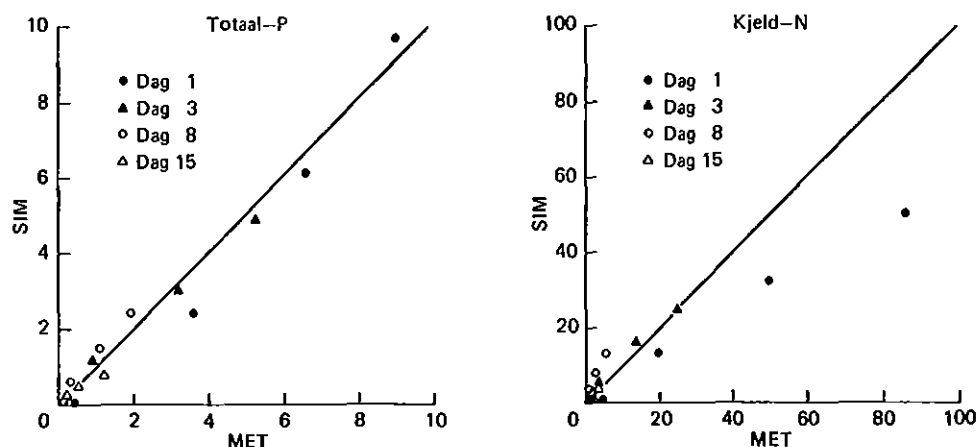


Fig. 5. Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeld-N in de oppervlakteafvoer (g.m^{-3}) bij vier mestgiftten. Versie II op dagbasis. Reservoir = 0.02 m. LEFRRV = 0.17.

Tabel 19. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor 1, 3, 8 en 15 dagen na mesttoediening, met een reservoir van 0.02 m en een verdunningsfactor van 0.17 (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 dag								
ortho-P	.24	.01	2.7	2.4	4.0	6.0	5.0	9.5
totaal-P	.25	.01	3.6	2.4	6.6	6.1	9.0	9.7
NH ₄ -N	.15	.08	10	7.3	26	18	47	29
Kjeld-N	2.3	.08	20	13	50	32	86	50
3 dagen								
ortho-P	.16	.01	.96	1.2	3.3	3.0	3.6	4.8
totaal-P	.16	.01	.87	1.2	3.2	3.0	5.2	4.9
NH ₄ -N	.09	.09	2.1	3.7	9.1	9.1	14	15
Kjeld-N	.7	.09	4.2	6.4	14	16	25	25
8 dagen								
ortho-P	.13	.01	.23	.60	.67	1.5	1.0	2.4
totaal-P	.17	.01	.31	.61	1.1	1.5	1.9	2.4
NH ₄ -N	.04	.14	.04	1.9	.77	4.6	1.3	7.3
Kjeld-N	1.0	.14	1.4	3.3	3.2	7.9	6.4	13
15 dagen								
ortho-P	.08	.01	.12	.21	.26	.50	.63	.80
totaal-P	.20	.01	.22	.21	.48	.51	1.2	.81
NH ₄ -N	.06	.16	.12	.76	.27	1.7	.68	2.6
Kjeld-N	1.0	.16	.9	1.2	1.7	2.8	3.7	4.3

Tabel 20. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor 1, 3, 8 en 15 dagen na mesttoediening voor verschillende reservoirgroottes en verdunningsfactoren (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd). Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha^{-1}

	MET	SIM A	SIM B	SIM C
Reservoir (m)		0.02	0.01	0.02
Verdunningsfak.		0.17	0.17	0.20
1 dag				
ortho-P	5.0	9.5	14	11
totaal-P	9.0	9.7	14	11
NH ₄ -N	47	29	41	34
Kjeld-N	86	50	72	59
3 dagen				
ortho-P	3.6	4.8	3.2	5.5
totaal-P	5.2	4.9	3.3	5.6
NH ₄ -N	14	15	9.9	17
Kjeld-N	25	25	17	29
8 dagen				
ortho-P	1.0	2.4	.85	2.7
totaal-P	1.9	2.4	.87	2.7
NH ₄ -N	1.3	7.3	2.7	8.3
Kjeld-N	6.4	13	4.6	14
15 dagen				
ortho-P	.63	.80	.11	.89
totaal-P	1.2	.81	.11	.91
NH ₄ -N	.68	2.6	.46	2.9
Kjeld-N	3.7	4.3	.68	4.8

3.3.2.2. Kjeldahl-N en totaal-P

Zonder drijfmestgift zijn de berekende Kjeld-N en totaal-P concentraties te laag (Tabel 19). Bij de mestgiftten 10 , 25 en 40 ton.ha^{-1} zijn de berekende Kjeld-N gehalten op dag 1 lager dan de gemeten waarden, op dag 3 ongeveer gelijk en op dag 8 en 15 hoger. Dit komt doordat in het model de te vervluchtigen fractie van de toegevoegde NH₄-N in de tijdstap van toediening reeds geheel vervluchtigt. Bij berekeningen op dagbasis vindt de gehele vervluchtiging dus plaats op dag 0 met als gevolg: te lage concentraties op dag 1. Dit vereffent zich in de tijd. De gesimuleerde totaal-P concentraties komen goed overeen met de gemeten waarden.

3.3.3. N- en P-belasting van oppervlaktewater via oppervlakteafvoer

De belasting van het oppervlaktewater door oppervlakteafvoer na de vier berekeningen in de proefperiode, is berekend door voor elke tijdstap de hoeveelheid oppervlakteafvoer (m) te vermenigvuldigen met de concentratie van het afstromende water (g.m^{-3}) en 10000 ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), en over de tijdstappen te sommeren (tabel 21). De gesimuleerde belasting wijkt maximaal 22% en gemiddeld 10% af van de gemeten belasting. Er blijkt geen duidelijke relatie met de tijdstaplengte.

Tabel 21. Gemeten en gesimuleerde N- en P-vracht in het afstromende water (g.ha^{-1} en %) voor berekeningen op dag- en decadebasis (bemesting op 1^e dag van decade). Reservoirgrootte is 0.02 m en verdunningsfactor is 0.17
(MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha ⁻¹		10		25		40	
		g.ha ⁻¹	%	g.ha ⁻¹	%	g.ha ⁻¹	%
N	MET	1820	100	5100	100	8990	100
	SIM dag	2160	119	5050	99	8470	94
	SIM decade	1800	99	4530	89	7050	78
P	MET	370	100	870	100	1340	100
	SIM dag	410	111	1020	117	1640	122
	SIM decade	350	95	860	99	1360	101

3.3.4. Conclusie

De ANIMO-versie met runoffverdunningsfactor berekent de concentraties N en P in de oppervlakteafvoer in de goede orde van grootte, bij een reservoirgrootte van 0.02 m en een verdunningsfactor van 0.17. Dit geldt zowel voor simulaties op decadebasis als op dagbasis.

De berekende N- en P-belasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer voor de bestudeerde periode wijkt gemiddeld 10% af van de gemeten belasting.

3.4. N- EN P-CONCENTRATIES IN OPPERVLAKTEAFVOER - VERSIE 3

De in deze paragraaf vermelde resultaten zijn verkregen met een versie van ANIMO, waarbij de hoeveelheid oppervlakteafvoer verdeeld wordt over drie stromen: 1) rechtstreeks, 2) via het reservoir en 3) via het reservoir en de eerste bodemlaag. Op deze wijze wordt de diffusie vanuit de bodem naar het afstromende water gesimuleerd. De waterhuishouding is op dezelfde wijze gesimuleerd als in paragraaf 3.2. Er is gerekend in tijdstappen van een decade. De inhoud van het reservoir is 0.02 m. De drijfmestgift vindt plaats op de eerste dag van de eerste decade.

Tabel 22. Gemeten en gesimuleerde waterbalans (mm) van het proefveld
(PR = neerslag, RU = oppervlakteafvoer, I = infiltratie,
B = maaiveldsberging)

Decade	Gemeten			Gesimuleerd met WATBAL			
	PR	RU	I+B	PR	RU	I	B
1 ^e	72	25	47	70	24	36	10
2 ^e	29	9	20	40	10	30	0

3.4.1. Invloed LEFRSO

Bij de vergelijking van de simulatieresultaten met de gemeten waarden is vooral gelet op de totaal-P concentraties. Tabel 23 en 24 geven de simulatieresultaten bij variaties in de hoeveelheid runoff die via de eerste bodemlaag verloopt. Deze variabele (LEFRSO) is daarbij opgevoerd van 0.0 naar 0.75. Dit is gedaan voor het onbemeste object en dat met 40 ton.ha⁻¹ drijfmest. De combinatie LEFRRV is 0.2 en LEFRSO is 0.25 (simulatie B) leverde de beste resultaten. In Tabel 25 en 26 (Fig. 6) is vervolgens deze combinatie voor de vier verschillende bemestingsniveau's vergeleken met de combinatie LEFRRV is 0.1 en LEFRSO is 0.5. Ook in dit geval geeft de combinatie LEFRRV is 0.2 en LEFRSO is 0.25 de beste resultaten. Dit houdt in dat van de totale runoff 20% via het reservoir stroomt en dat daarvan 25% via laag 1 tot afvoer komt (zie Fig. 1).

NOTA/1970

28

Tabel 23. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade, voor verschillende waarden van LEFRSO. (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd). Reservoir is 0.02 m. Runderdrijfmestgift is 0 ton.ha^{-1}

	MET	SIM A	SIM B	SIM C	SIM D
LEFRRV		0.2	0.2	0.2	0.2
LEFRSO		0.0	0.25	0.5	0.75
1 ^e decade					
ortho-P	.18	.06	.27	.47	.68
totaal-P	.19	.06	.27	.47	.68
NH ₄ -N	.09	.19	.17	.15	.13
Kjeld-N	1.3	.78	.85	.91	.97
2 ^e decade					
ortho-P	.08	.06	.27	.49	.70
totaal-P	.20	.06	.28	.49	.70
NH ₄ -N	.06	.23	.20	.17	.14
Kjeld-N	1.0	.85	.86	.87	.88

Tabel 24. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade, voor verschillende waarden van LEFRSO (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd). Reservoir is 0.02 m. Runderdrijfmestgift is 40 ton.ha^{-1}

	MET	SIM A	SIM B	SIM C	SIM D
LEFRRV		0.2	0.2	0.2	0.2
LEFRSO		0.0	0.25	0.5	0.75
1 ^e decade					
ortho-P	3.2	6.2	4.9	3.6	2.2
totaal-P	5.4	6.3	5.0	3.6	2.3
NH ₄ -N	21	19	15	10	6.4
Kjeld-N	39	33	27	21	14
2 ^e decade					
ortho-P	.63	.73	.79	.84	.90
totaal-P	1.2	.74	.81	.88	.95
NH ₄ -N	.68	2.3	2.5	2.7	3.0
Kjeld-N	3.7	4.4	6.3	8.2	10

Tabel 25. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water (g.m^{-3}) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.02m LEFRRV is 0.2 en LEFRSO is 0.25. (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM ton.ha^{-1}	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1 ^e decade								
ortho-P	.18	.27	1.3	1.4	2.7	3.1	3.2	4.9
totaal-P	.19	.27	1.6	1.4	3.6	3.2	5.4	5.0
NH ₄ -N	.09	.17	4.1	3.8	12	9.2	21	15
Kjeld-N	1.3	.85	8.5	7.4	23	17	39	27
2 ^e decade								
ortho-P	.08	.27	.12	.40	.26	.60	.63	.79
totaal-P	.20	.28	.22	.41	.48	.61	1.2	.81
NH ₄ -N	.06	.20	.12	.75	.27	1.6	.68	2.5
Kjeld-N	1.0	.86	.9	2.2	1.7	4.3	3.7	6.3

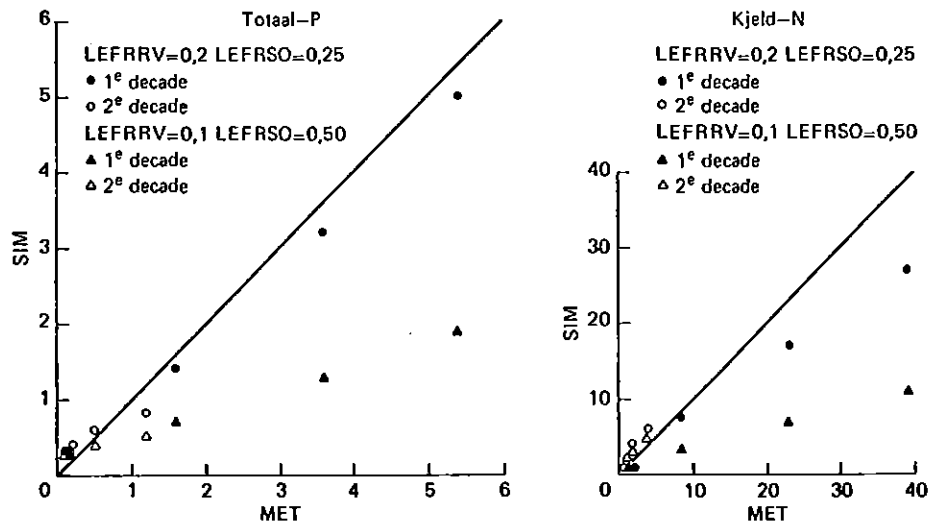


Fig. 6. Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeld-N in de oppervlakteafvoer ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) bij vier mestgiftten, voor de combinatie LEFRRV = 0.2 en LEFRSO = 0.25 en voor de combinatie LEFRRV = 0.1 en LEFRSO = 0.5
Versie III. Reservoir = 0.02 m

Tabel 26. Gemeten en gesimuleerde concentraties N of P in het afstromende water ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) voor de 1^e en 2^e decade met een reservoir van 0.02m
LEFRRV is 0.1 en LEFRSO is 0.5 (MET = gemeten, SIM = gesimuleerd)

RDM $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$	0		10		25		40	
	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM	MET	SIM
1^e decade								
ortho-P	.18	.27	1.3	.67	2.7	1.3	3.2	1.9
totaal-P	.19	.27	1.6	.68	3.6	1.3	5.4	1.9
NH ₄ -N	.09	.10	4.1	1.4	12	3.4	21	5.5
Kjeld-N	1.3	.73	8.5	3.3	23	7.2	39	11
2^e decade								
ortho-P	.08	.27	.12	.33	.26	.40	.63	.48
totaal-P	.20	.28	.22	.33	.48	.41	1.2	.50
NH ₄ -N	.06	.11	.12	.43	.27	.95	.68	1.5
Kjeld-N	1.0	.72	.9	1.7	1.7	3.2	3.7	4.6

3.4.2. Kjeldahl-N en totaal-P

Zonder drijfmestgift zijn de berekende Kjeld-N concentraties te laag (Tabel 24). In tegenstelling tot de versies 1 en 2 zijn de totaal-P concentraties voor de onbemeste situatie nu niet te laag berekend.

Blijkbaar wordt de fosfaatafgifte door de bodem afkomstig van vroegere mestgiftten met behulp van de derde versie runoffformulering beter gesimuleerd.

Bij de overige mestgiftten komen de totaal-P concentraties goed overeen, terwijl de berekende Kjeld-N concentraties in de 1^e decade te laag en in de 2^e decade te hoog zijn.

3.4.3. Conclusie

ANIMO met de derde versie runoffformulering berekent de concentraties N en P in de oppervlakteafvoer in de goede orde van grootte, wanneer de reservoirgrootte 0.02 m is, de fractie van de runoff via het reservoir 0.2 en het gedeelte hiervan dat via de eerste bodemlaag gaat 0.25 is.

Door te definiëren dat een deel van de oppervlakteafvoer via de eerste bodemlaag stroomt, kan fosfaatafgifte door de bodem gesimuleerd worden.

3.5. JAARLIJKSE P-BELASTING OPPERVLAKTEWATER VIA OPPERVLAKTEAFVOER

Het model ANIMO is getest voor wat betreft de jaarlijkse fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer. Hiertoe zijn voor een graslandperceel twee jaren doorgerekend, zowel op decadebasis als op dagbasis. In de modelformulering vinden vijf mestgiftten van $20 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ rundveedrijfmest verspreid over het jaar plaats. Per simulatierun verschillen deze tijdstippen.

Deze testruns zijn uitgevoerd met twee ANIMO-versies: de een zonder, de ander met terugkoppeling van het tijdstip van mesttoediening met de waterhuishouding. Wanneer de grondwaterstand namelijk te hoog is, is mestverspreiding niet mogelijk in verband met de bereikbaarheid.

3.5.1. Tijdstip mestgift afhankelijk van de waterhuishouding

Wanneer bij simulaties de tijdstippen van mesttoediening willekeurig gekozen worden, kan het voorkomen dat er een mestgift plaatsvindt op een tijd-

stip dat het land te nat is om te berijden, of zelfs terwijl oppervlakteafvoer optreedt. Zo'n situatie is niet reëel en heeft grote gevolgen voor de berekening van de totale hoeveelheid fosfaat die via oppervlakteafvoer in het oppervlaktewater terecht komt. In een nieuwe versie van ANIMO is het tijdstip van mesttoediening afhankelijk gemaakt van de grondwaterstand. De invoerparameter WALECACA (WaterLEvel CArrying CAPacity) geeft de hoogste grondwaterstand aan, waarbij nog mest uitgereden kan worden. Is de grondwaterstand op een tijdstip van mesttoediening hoger dan die grenswaarde, dan wordt de gift uitgesteld totdat uitrijden wel mogelijk is.

3.5.2 Invoergegevens

Er is gebruik gemaakt van de gegevens van een proefveld van het ROC Cranendonck te Maarheeze voor de jaren 1979 en 1980. De waterhuishouding is gesimuleerd met het model WATBAL. De neerslaggegevens per dag en per decade zijn van Maarheeze; de verdampingscijfers per decade zijn afkomstig uit de maandoverzichten van het KNMI voor het station Gemert en omgerekend per dag voor de simulatie op dagbasis. De maaiveldsbergings is op 0 gesteld. De ontwateringssituatie is zodanig gesimuleerd dat oppervlakteafvoer plaatsvond. In Fig. 7 is de neerslag, de oppervlakteafvoer en de grondwaterstand uitgezet per tijdstap.

Er wordt 100 ton runderdrijfmest $\text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ uitgereden in vijf giften van 20 ton. Bij elke simulatievariant zijn de tijdstippen van mesttoediening met 35, 15, 10, 5 of 3 dagen vervroegd, of 3 dagen verlaat ten opzichte van de referentiesituatie (variant 6).

Tabel 27. Tijdstippen van mesttoediening (dagen na 1-1-1979) voor de verschillende varianten. De varianten zijn uitgedrukt in het aantal dagen voor (-) of na (+) de dag van toediening in de referentiesituatie (6)

Variant	Gift	JAAR 1					JAAR 2				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1 -35 dagen		10	70	160	250	310	375	435	525	615	675
2 -15 dagen		30	90	180	270	330	395	455	545	635	695
3 -10 dagen		35	95	185	275	335	400	460	550	640	700
4 -5 dagen		40	100	190	280	340	405	465	555	645	705
5 -3 dagen		42	102	192	282	342	407	467	557	647	707
6 referentie		45	105	195	285	345	410	470	560	650	710
7 +3 dagen		48	108	198	288	348	413	473	563	653	713

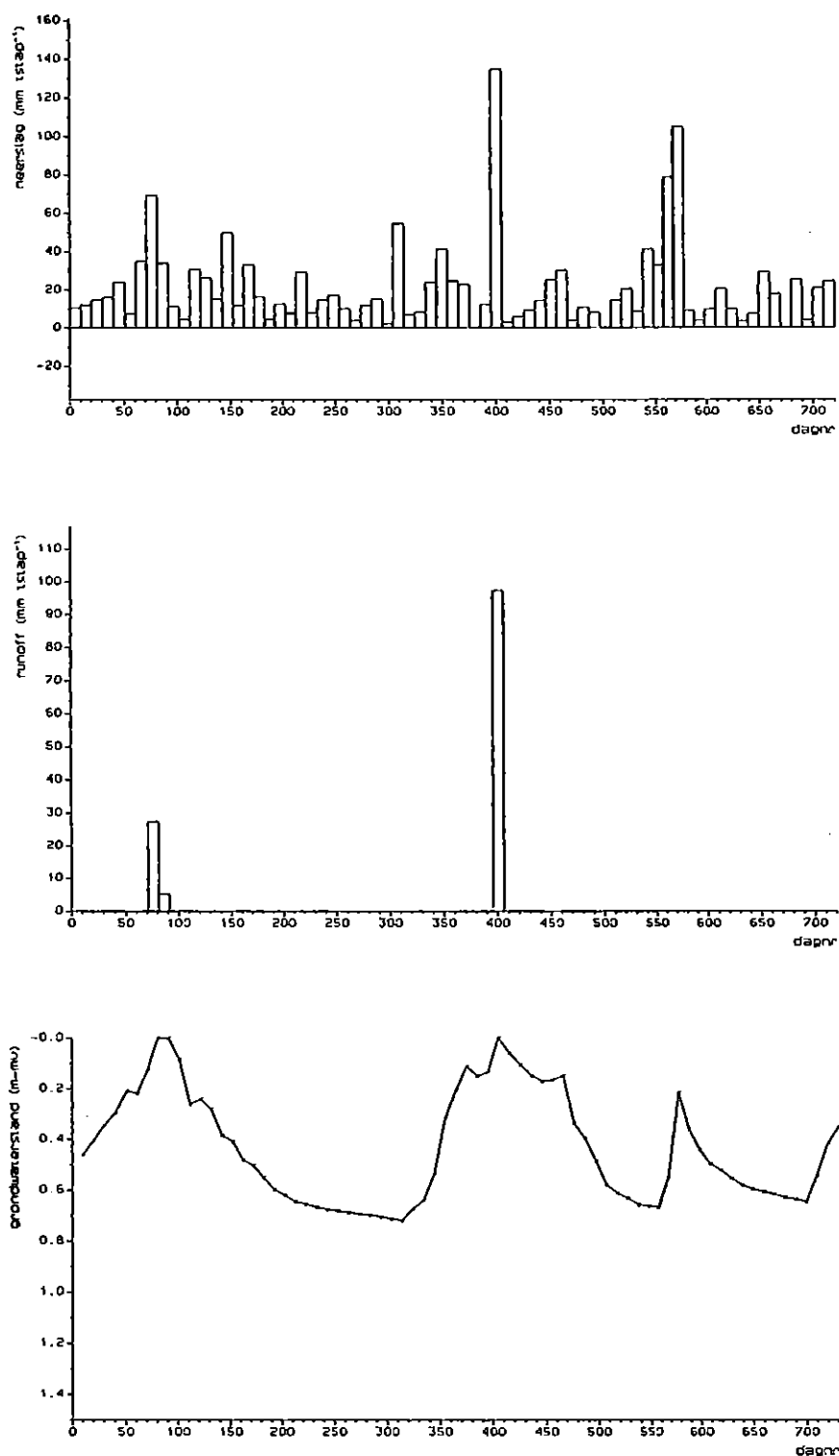


Fig. 7A. Gesimuleerde neerslag, oppervlakteafvoer en grondwaterstand per tijdstap voor een slecht ontwaterd "Cranendonck" op decadebasis

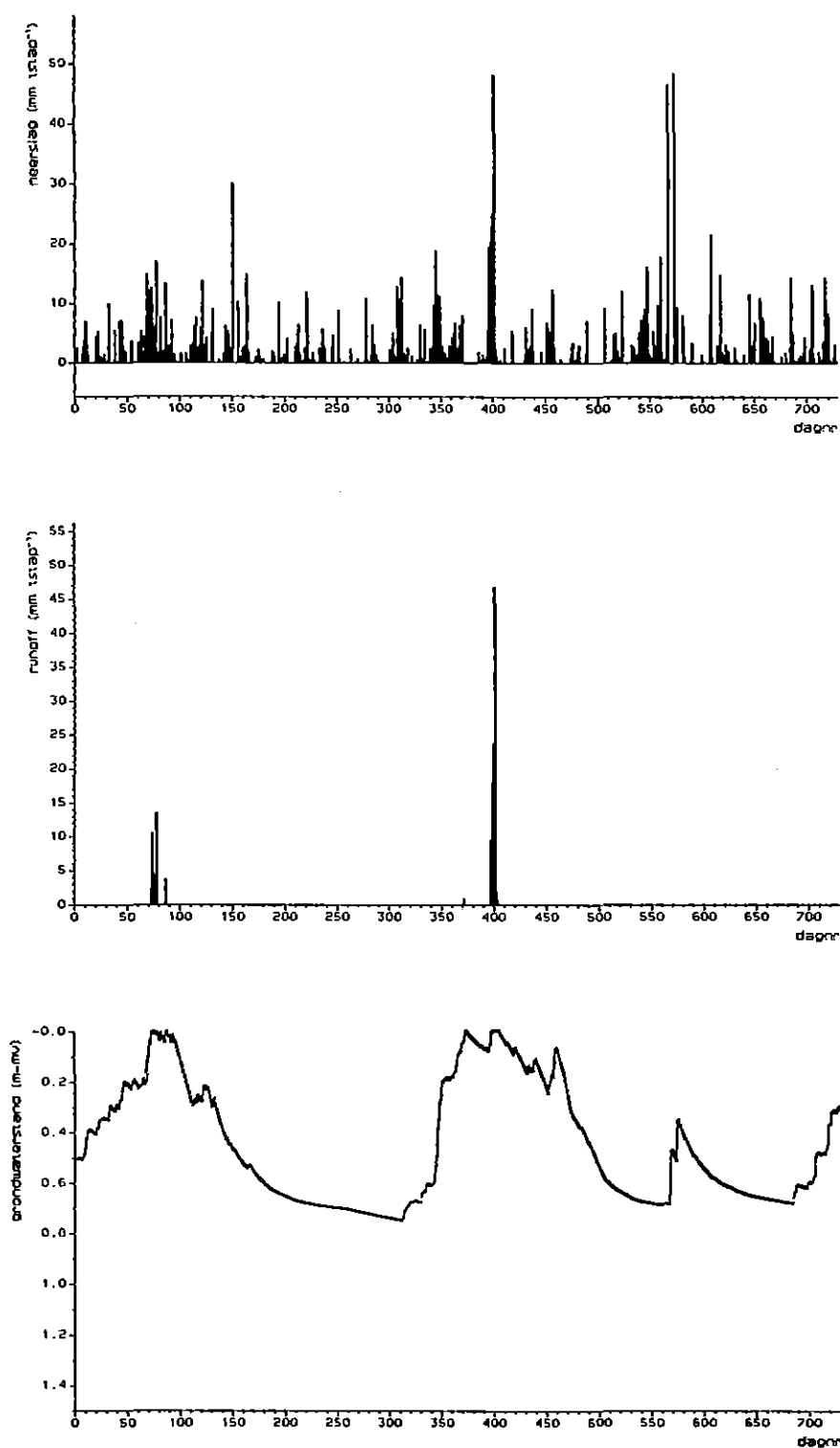


Fig. 7B. Gesimuleerde neerslag, oppervlakteafvoer en grondwaterstand per tijdstap voor een slecht ontwaterd "Cranendonck" op dagbasis

De samenstelling van de runderdrijfmest is gebaseerd op het Vlagschrift voor de Landbouw (1987):

org.stof gehalte FROR = 6%

fractie $\text{NH}_4\text{-N}$ FRNH = 0.0018

fractie $\text{NO}_3\text{-N}$ FRNI = 0

fractie org.N = 0.0026

fractie anorg.P FRPO = .80 * totaal-P = 0.00064

fractie org.P = 0.00016

de org.stof wordt verdeeld gedacht over 3 fracties met elk een N- en P-gehalte (NIFR en POFR): 10% als fractie 1, geheel in oplossing

70% als fractie 2, grotendeels vast

20% als fractie 3, geheel vast

NIFR(1) = 0.07

NIFR(2) = 0.05

NIFR(3) = 0.01

POFR(1) = 0.005

POFR(2) = 0.0028

POFR(3) = 0.001

Voor de reservoirgrootte is 0.02 m genomen en voor de runoff-verdunningsfactor LEFRRV 0.17 (uit simulaties van een experiment te Achterveld, paragraaf 3.3.4). Het grondgebruik is gras met 2.8 gve.ha^{-1} . De grondwaterstand, waarboven geen mest uitgereden kan worden op beweide grasland, is 0.40 m-mv (BEUVING, pers.meded.).

3.5.3. Resultaten en discussie

In 1979 is 33 en 35 mm oppervlakteafvoer gesimuleerd op respectievelijk decade- en dagbasis, en in 1980 97 en 116 mm (Fig. 7). De berekende jaarlijkse fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer staat vermeld in Tabel 28.

Zonder terugkoppeling waterhuishouding

Bij de ANIMO-versie zonder terugkoppeling van de waterhuishouding naar het mestuitrijden blijkt dat het tijdstip van mesttoediening grote invloed heeft op de hoeveelheid fosfaat in de oppervlakteafvoer, zowel voor het jaar 1979 als 1980. In 1980 varieert deze fosfaathoeveelheid bij de zeven gekozen varianten van 0.01 tot 6.00 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P bij berekeningen op dagbasis en van 0.01 tot 3.68 op decadebasis.

Ook de tijdstaplengthte is dus van invloed op de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer. De verhouding tussen de fosfaatbelasting bij berekeningen op dagbasis en decadebasis voor een variant is niet constant, maar varieert van 0.003 tot 3.6. De resultaten op dagbasis zijn dus zowel groter als kleiner dan de resultaten op decadebasis. De over deze zeven vooraf bepaalde tijdstippensets gemiddelde fosfaatbelasting verschilt weinig bij tijdstappen van een dag of een decade. Wanneer de mest verdeeld wordt over veel kleine giften, wordt de invloed van de tijdstaplengthte waarschijnlijk minimaal.

Zowel bij berekeningen op decadebasis als op dagbasis blijkt dat de keuze van de tijdstippen van mestuitrijden van zeer grote invloed is op de berekende fosfaatbelasting. De variatie berust bij beide keuzes op de hoeveelheid neerslag in de tijdstap van mesttoediening en de tijdstappen erna, en de verdeling van die neerslag over infiltratie en oppervlakteafvoer.

Met terugkoppeling waterhuishouding

Bij de ANIMO-versie met de mogelijkheid tot terugkoppeling van de waterhuishouding naar het tijdstip van mesttoediening is de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer erg laag: kleiner dan 0.01 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P. Dit is een gevolg van het uitstellen van mestgiften tot na de perioden waarin oppervlakteafvoer optreedt. Enkele decaden na een mestgift zijn de P-concentraties in het denkbeeldige reservoir sterk afgenomen, zodat de berekende invloed van vroegere mestgiften gering is.

Uit Fig. 7 blijkt dat oppervlakteafvoer alleen optreedt bij hoge grondwaterstanden; kort na een mesttoediening optredende runoff door overschrijding van de infiltratiecapaciteit wordt door het huidige WATBAL niet berekend. Het voorgaande benadrukt de grote invloed van het waterkwantiteitsmodel op de met ANIMO berekende fosfaatbelasting van het oppervlaktewater; vooral wat betreft oppervlakteafvoer en interflow.

Wordt de grondwaterstand waarboven de mestgift uitgesteld wordt, op 0.30 m-mv gesteld in plaats van 0.40 m-mv, dan is de gesimuleerde fosfaatbelasting via oppervlakteafvoer kleiner of gelijk aan 0.02 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P.

Tabel 28. Gesimuleerde fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer (kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P) in 1979 en 1980, op decade- en dagbasis, berekend door ANIMO met en zonder uitstel van een mestgift wanneer de grondwaterstand boven 0.40 resp. 0.30 m-mv staat. De 7 varianten verschillen in de tijdstippen van mesttoediening (V = verschuiving in dagen t.o.v. variant 6). De mestgift bedraagt 100 ton.ha⁻¹.jaar⁻¹ verdeeld over 5 mestgiftten volgens Tabel 27

Variant	V	Jaar	Zonder terugkoppeling		Terugkoppeling bij 0.40 m-mv		Terugkoppeling bij 0.30 m-mv	
			Decade	Dag	Decade	Dag	Decade	Dag
1	-35	'79	0.21	0.64	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
		'80	0.63	2.29	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2	-15	'79	0.30	0.01	0	0	0.01	0.01
		'80	1.98	2.99	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
3	-10	'79	0.02	0.02	0	0	0	0.02
		'80	3.68	6.00	0.01	<0.01	0.01	<0.01
4	-5	'79	0.02	0.02	0	0	0	0.02
		'80	3.68	<0.01	0.01	<0.01	0.01	<0.01
5	-3	'79	0.04	0.02	0	0	0	0.02
		'80	0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.01	<0.01
6	0	'79	0.04	0.03	0	0	0	0
		'80	0.02	0.01	<0.01	0.01	0.02	0.01
7	+3	'79	0.04	0.07	0	0	0	0
		'80	0.02	0.05	<0.01	<0.01	0.02	<0.01
gemiddeld		'79	0.10	0.12	<0.01	<0.01	<0.01	0.01
		'80	1.43	1.62	<0.01	<0.01	0.01	<0.01
minimum		'79	0.02	0.01				
		'80	0.01	0.01				
maximum		'79	0.30	0.64				
		'80	3.68	6.00				

3.5.4. Conclusie

Het tijdstip waarop een mesttoediening plaats vindt heeft een zeer grote invloed op de simulatie van de hoeveelheid P die jaarlijks via oppervlakteafvoer het oppervlaktewater bereikt.

De resultaten betreffende de hoeveelheid P in de oppervlakteafvoer, berekend met tijdstappen van een dag of een decade kunnen aanzienlijk verschillen. De resultaten op dagbasis zijn zowel groter als kleiner dan de resultaten op decadebasis, afhankelijk van de keuze van de tijdstippen van toediening van de mest.

Wordt in ANIMO als voorwaarde gesteld dat bij het uitrijden van mest op beweid grasland de grondwaterstand niet hoger is dan 0.30 of 0.40 m, dan heeft dit een verwaarloosbare fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer tot gevolg. Het feit dat het huidige WATBAL oppervlakteafvoer bij lage grondwaterstand niet berekent, heeft hiertoe bijgedragen.

4. RESULTATEN BEREKENINGEN P-VOORRAAD IN BODEM EN BODEMVOCHT

Met het model ANIMO is het P-concentratieverloop en de hoeveelheid geadsorbeerd P met de diepte gesimuleerd voor een jarenlang zwaar bemest grasland-perceel bij Putten (STEENVOORDEN e.a., 1988). In december 1987 is op het betreffende perceel de toestand met betrekking tot fosfaat gemeten. De samenstelling van het perceel is heterogeen: veldpodzolen (HN), enkeerdgronden (EZ) en in mindere mate gooreerdgronden (ZN). Vanwege de heterogeniteit zijn de meetgegevens per grondsoort gemiddeld en zijn per grondsoort aparte simulatieruns uitgevoerd. Het perceel is jarenlang zwaar bemest met voornamelijk zeugendrijfmest. De werkelijk uitgereden hoeveelheid mest is niet bekend. In de meetperiode en het voorafgaande groeiseizoen is het proefveld niet bemest. Bij de simulatie is uitgegaan van bemesting met $200 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ zeugendrijfmest gedurende 15 jaar, waarna 2 jaar zonder bemesting.

Bovendien is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor invoerparameters betreffende de beschrijving van de adsorptie, desorptie en precipitatie van fosfaat, de samenstelling van de toegediende meststof en enkele andere parameters.

Voor de duidelijkheid worden in dit hoofdstuk de eenheden gebruikt, die in de in- en uitvoer van ANIMO gebruikt worden.

4.1. INVOERGEGEVENS

De waterhuishouding is gesimuleerd met het model WATBAL op decadebasis. De neerslag- en verdampingscijfers per decade zijn afkomstig uit de maandoverzichten van het KNMI voor het station De Bilt 1965 t/m 1981. Er is uitgegaan van de hydrologische situatie van het perceel voor het najaar van 1987; dat wil zeggen zonder aanwezigheid van de in 1987 nieuw gegraven proefsloot. De afvoer van het neerslagoverschot vindt plaats via een sloot en wegzijging. De bodemfysische gegevens zijn van de bouwstenen B2 en 02 uit de 'Staringreeks' (WÖSTEN e.a., 1987).

In Bijlage I staat een uitdraai van de invoerfile.

Ook met ANIMO is op decadebasis gerekend. Op het betreffende perceel is de pH en de hoeveelheid oxalaatextraheerbaar ijzer en aluminium bepaald tot 120 cm diepte. Op grond van de kartering zijn de bouwstenen uit de 'Staringreeks' en de organisch stof gehalten geschat. Voor de dichtheid van de grond is 1500 kg.m^{-3} genomen. Het profiel is verdeeld in 12 lagen van 10 cm en 3 lagen van resp. 30, 50 en 100 cm. De wortelzone omvat de bovenste drie lagen. De reservoirgrootte is 0.02 m. De zuurstofdiffusieparameters PMDF1 en PMDF2 zijn 2.5 en 3.0, uit BAKKER e.a. (1987) pagina 28 lijn III.

P-PARAMETERS (zie beschrijving fosfaatmodel, ROEST, in voorbereiding):

C_m : maximale P-concentratie bij volledig bezet adsorptiecomplex,

$$\text{COPOMA} = a * [\text{Fe+Al}]_{\text{ox}} ** b \quad (\text{kg.m}^{-3})$$

$[\text{Fe+Al}]_{\text{ox}}$ = oxalaatextraheerbare ijzer en aluminium
gemeten december 1987, gemiddeld per grondsoort (mmol.kg^{-1})

$$a = 0.001$$

$$b = 1.13$$

Q_m : maximaal te adsorberen hoeveelheid P,

$$\text{AMPOMA} = 31 * 1500 * 10^{-6} * [\text{Fe+Al}]_{\text{ox}} \quad (\text{kg.m}^{-3})$$

R_f : snelle distributieverhouding van P,

$$\text{DRADPO} = R * \text{AMPOMA} / \text{MOFRSA} \quad (-)$$

$$R = 1$$

N : adsorptie-exponent in Freundlichvergelijking,

$$\text{ADCF} = 4 \quad (-)$$

k_2 : desorptiesnelheid,

$$\text{RECFSO} = 0.107 \quad (\text{d}^{-1})$$

C_b : bufferconcentratie bodemoplossing,

$$\text{COBU} = 0.010 \text{ (EZ en ZN) of } 0.020 \text{ (HN)} \quad (\text{kg.m}^{-3})$$

De parameters b , R , N en k_2 zijn gebaseerd op parameterfittings (ROEST).

De beschrijving van het fosfaatadsorptieproces is voor de situatie na lange tijd ($t \rightarrow \infty$) te vereenvoudigen tot:

$$Q_a = Q_m * \left(\frac{C_b}{C_m}\right)^{1/N} \quad \text{of} \quad \frac{C_b}{C_m} = \left(\frac{Q_a}{Q_m}\right)^N$$

$N = 4$ en de verhouding geadsorbeerd P / maximaal te adsorberen P is uit de meetgegevens te berekenen. C_m is afhankelijk van "a". De parameters "a" en C_b zijn nu zo genomen, dat uitgaande van de verhouding C_b/C_m voor de laag 0 tot 20 cm, de gesimuleerde totaal-P concentratie in het bodemvocht en de gesimuleerde hoeveelheid geadsorbeerd P voor deze laag van dezelfde grootte-orde zijn als de gemeten waarden (zie ook 4.3.1).

Op grond van een N/P-quotiënt van 10 is het maximale P-gehalte in bodemorganisch materiaal, POFRHUMA, op 0.0048, en het P-gehalte in wortellexudaten, POFREX, op 0.0025 gesteld. Het P-gehalte in de neerslag, COPRPO, is gesteld op $0.0000155 \text{ kg.m}^{-3}$ P (Epe 1985) en de jaarlijkse maximale P-opname door gras op 80 kg.ha^{-1} P. Hierbij dient opgemerkt te worden dat deze waarde voor de P-opname te hoog is: 50 kg.ha^{-1} P is beter. Bij de schatting van de grootte van de mestgift is echter rekening gehouden met de gewasopname, zodat de netto P-additie hetzelfde blijft en de keuze van de jaarlijkse maximale P-opname waarschijnlijk weinig invloed heeft op de simulatie van de fosfaatvoorraad in de bodem en het bodemvocht.

Initialisatie

Het organisch stof gehalte is geschat tijdens de kartering en gemiddeld. Aangenomen dat het organisch stof gehalte sinds 1970 nauwelijks veranderd is en dat $HUEX : HUOS : OS = 8 : 1 : 1$ (m.b.v. model HISTOR, BERGHUIJS-VAN DIJK e.a., 1985), zijn de voor ANIMO benodigde gegevens berekend:

Diepte (cm)	Org.stof (%)	Humus (kg.m^{-2})	HUEX	HUOS (kg.m^{-2})	OS
0-10	4	6.0	4.8	0.6	0.6
10-20	4	6.0	4.8	0.6	0.6
20-30	4	6.0	4.8	0.6	0.6
30-40	4	6.0	4.8	0.6	0.6
40-50	2	3.0	2.4	0.3	0.3
50-60	2	3.0	2.4	0.3	0.3
60-70	1	1.5	1.2	0.15	0.15
70-80	1	1.5	1.2	0.15	0.15
>80	0	0	0	0	0

Als initiële P-situatie is een schatting van de hoeveelheid geadsorbeerd P in 1970 per grondsoort genomen (Stiboka):

EZ	0-60 cm	0.70 kg.m ⁻³
	60-80 cm	0.47 kg.m ⁻³
	>80 cm	0.09 kg.m ⁻³
HN	0-20 cm	0.23 kg.m ⁻³
	>20 cm	0.09 kg.m ⁻³
ZN	0-30 cm	0.50 kg.m ⁻³
	>30 cm	0.09 kg.m ⁻³

Figuur 8 laat per grondsoort het in 1987 gemeten fosfaatprofiel zien, de geschatte uitgangssituatie (1970) en de hoeveelheid P die maximaal geadsorbeerd kan worden.

Bemesting

Omdat niet exact bekend is hoeveel mest er de afgelopen 10 à 20 jaar op het proefveld uitgereden is, is de mestgift als volgt geschat.

Op grond van de geschatte hoeveelheid oxalaatextraheerbaar fosfaat in 1970 en de gemeten hoeveelheid in 1987 heeft er een netto P-additie plaatsgevonden van circa 4000 kg.ha⁻¹ P. Uitgaande van 15 jaar bemesting, een gemiddelde P-opname door gras van circa 80 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P en een P-gehalte van de zeugendrijfmest van 0.0017, zijn per jaar 5 giften van 40 ton.ha⁻¹ zeugendrijfmest nodig. Deze mestgiften vinden plaats in februari, april, juli, oktober en december (dag 45, 105, 195, 285 en 345). Na de 15 bemeste jaren worden 2 jaren zonder bemesting gesimuleerd.

De samenstelling van de zeugendrijfmest is gebaseerd op het Vlugschrift voor de Landbouw (1987). Volgens GERRITSE (1976) bestaat de fosfaat in de drijfmest voor 80% uit anorganisch fosfaat en voor 20% uit organisch fosfaat; 1.5% van de fosfaathoeveelheid is organisch fosfaat in oplossing.

Fractie (w/w)	Totaal	Anorg.	Org.	Org. opl.	Org. Vast
Org. stof	.04			.006	.034
N	.004	.0021	.0019	.00038	.00154
P	.0017	.0014	.00034	.00003	.00031

NOTA/1970

42

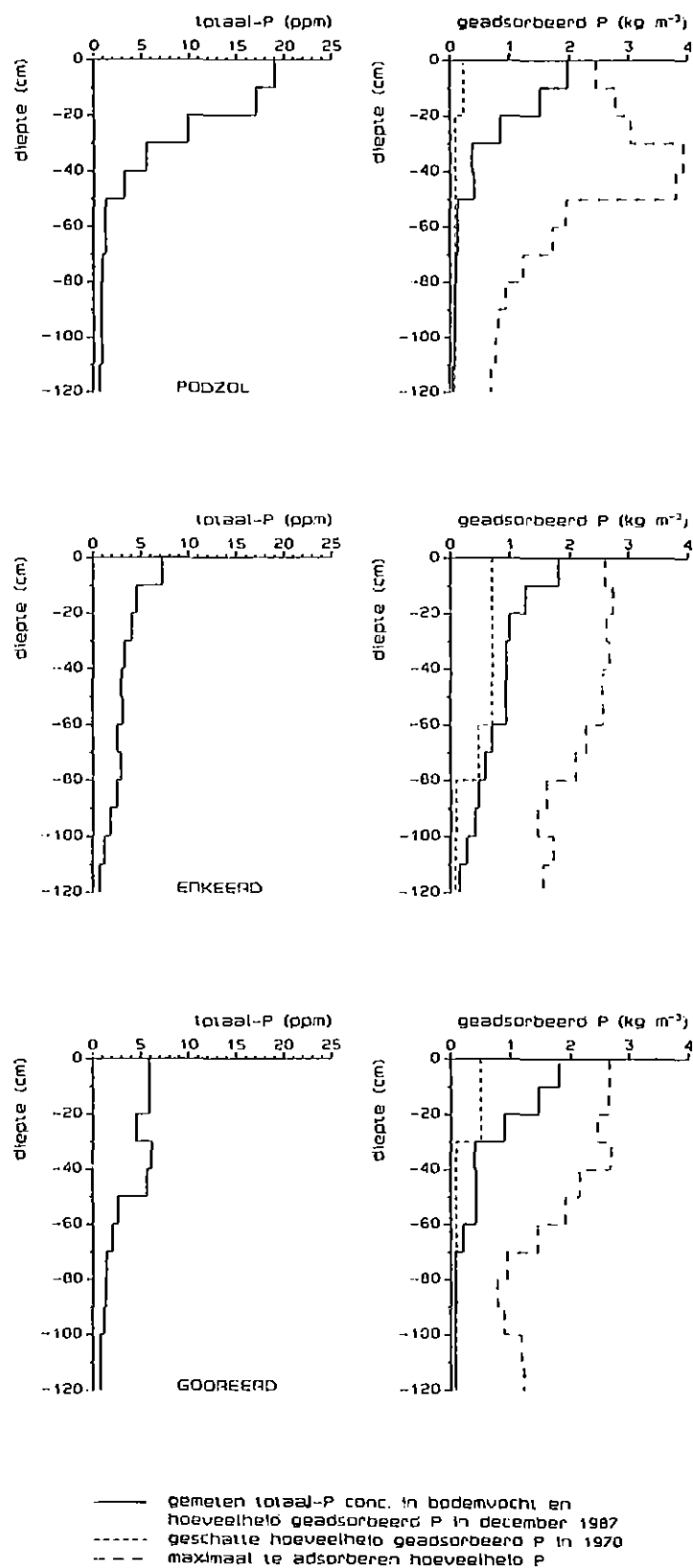


Fig. 8. Gemeten fosfaatprofiel in december 1987, geschatte uitgangssituatie (1970) en de maximaal te adsorberen hoeveelheid P, voor de podzol-, enkeerd- en gooreerdprofielen

Anorganisch N is in de vorm van $\text{NH}_4\text{-N}$; fractie $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{FRNI}=0$.

De organische stof wordt verdeeld gedacht over 3 fracties met elk een bepaald gedeelte in oplossing, een afbraaksnelheid van vast materiaal en een N- en P-gehalte (NIFR en POFR):

Fractie	% Van de org.stof			Afbr.snelh. (jaar ⁻¹)	NIFR	POFR
	Opl.	Vast	Totaal			
1	10	0	10	n.v.t.	0.07	0.005
2	5	75	80	1.68	0.05	0.004
3	0	10	10	0.12	0.01	0.048

De verdeling over de fracties, de afbraaksnelheden en de N-gehalten zijn oorspronkelijk gebaseerd op parameterfitting met het model HISTOR (BERGHUIJS-VAN DIJK e.a., 1985), en eventueel aangepast op grond van latere simulaties (KROES). De P-fracties zijn berekend op grond van:

$$\begin{aligned}\text{fractie org.P in opl.} &= .015 * \text{totaal-P} = 0.00003 \\ &= (.1 * \text{POFR}(1) + .05 * \text{POFR}(2)) * .04 \\ \text{fractie org.P vast} &= 0.00031 \\ &= (.75 * \text{POFR}(2) + .1 * \text{POFR}(3)) * .04\end{aligned}$$

Voor de resterende invoergegevens voor ANIMO, zoals N-parameters, gras-groeiparameters en niet perceelsgebonden, algemene parameters, zijn die waarden genomen die bij eerdere simulaties bleken te voldoen. In Bijlage II staat een uitdraai van de invoerfiles.

4.2. RESULTATEN SIMULATIE FOSFAATPROFIEL

De gesimuleerde concentraties ortho-P en totaal-P in het bodemvocht en de hoeveelheden geadsorbeerd P en geprecipiteerd P zijn vergeleken met de gemeten totaal-P-concentratie en de geadsorbeerde hoeveelheid P op het proefperceel "Putten" van december 1987. Voor de podzol, enkele- en gooreerdgrond is dit weergegeven in Figuur 9. Allereerst dient opgemerkt te worden dat het algemene beeld van afnemende fosfaathoeveelheid met de diepte ook uit de simulatieresultaten naar voren komt. Op onderdelen zijn er verschillen met de gemeten situatie. Nu volgt een beschrijving van de simulatieresultaten.

Het organisch fosfaat in oplossing heeft na 15 jaar bemesten een diepte van circa 70 cm bereikt; de concentratie is steeds kleiner dan 1 ppm. Ortho-P komt in de podzol en gooreerdgrond tot 20 à 30 cm diepte voor en in de enkeerd tot 80 cm diepte. Dieper dan 20 cm is de concentratie ortho-P in de enkeerdgrond kleiner dan 1 ppm. De fosfaatconcentraties in het bodemvocht dieper dan 20 cm worden veel te laag gesimuleerd. Na de 15 jaar bemesten is de adsorptie van fosfaat toegenomen tot op 70 à 80 cm diepte. Over het algemeen is de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat te laag gesimuleerd. In de bovenste 10 cm wordt 1 à 2 kg.m⁻³ geprecipiteerd fosfaat berekend. Dit komt overeen met het "tekort" aan geadsorbeerd fosfaat. Na 2 jaar zonder bemesting is alleen in de lagen van 0 tot 20 cm organisch fosfaat in oplossing aanwezig. Gedurende deze 2 jaar is de hoeveelheid ortho-P en geadsorbeerd fosfaat toegenomen in de lagen van 10 tot 30 à 40 cm. Het neergeslagen fosfaat is gedeeltelijk opgelost.

Water- en fosfaatjaarmbalansen voor de drie grondsoorten staan in bijlagen IIIa, IVa en Va. De eerste 1 à 3 jaar is de P-opname door het gras slechts enkele tientallen kg.ha⁻¹.jaar⁻¹, doordat de P-concentratie in het bodemvocht nog laag is; daarna is de P-opname 70 à 100 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P (zie opmerking over jaarlijkse maximale P-opname in paragraaf 4.1.).

Na 4 à 7 jaar treedt er neerslag van fosfaat-zouten op, en neemt de toename van geadsorbeerd fosfaat af. Tijdens de twee jaar zonder bemesting neemt de adsorptie van fosfaat toe ten koste van het neerslag.

Uit de resultaten van deze simulatie van het fosfaatprofiel blijkt dat in deze beschrijving van het fosfaattransport, het anorganische fosfaat zich te weinig of te langzaam naar beneden verplaatst. Oorzaken hiervan kunnen zijn:

- het achterblijven van neergeslagen fosfaat in de eerste laag (op te lossen door een hogere bufferconcentratie te nemen);
- te sterke fosfaatadsorptie in de bovenste lagen ten opzichte van de diepere lagen (N verlagen);
- te lage transportsnelheid van het water;
- geen rekening houden met preferente stroombanen;
- geen rekening houden met tijdelijk voorkomende hoge fosfaatconcentraties.

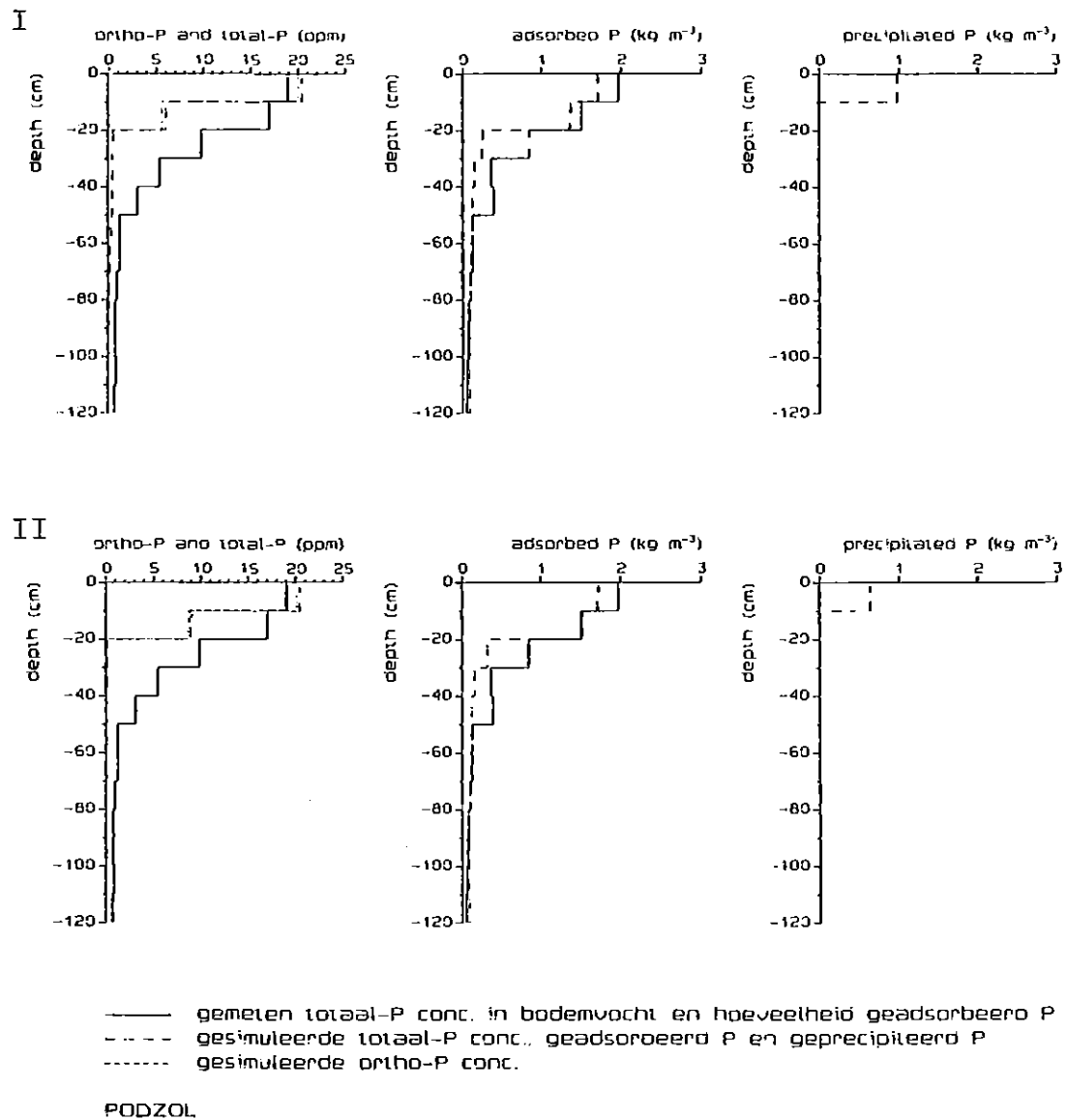


Fig. 9A. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I)
en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de podzol

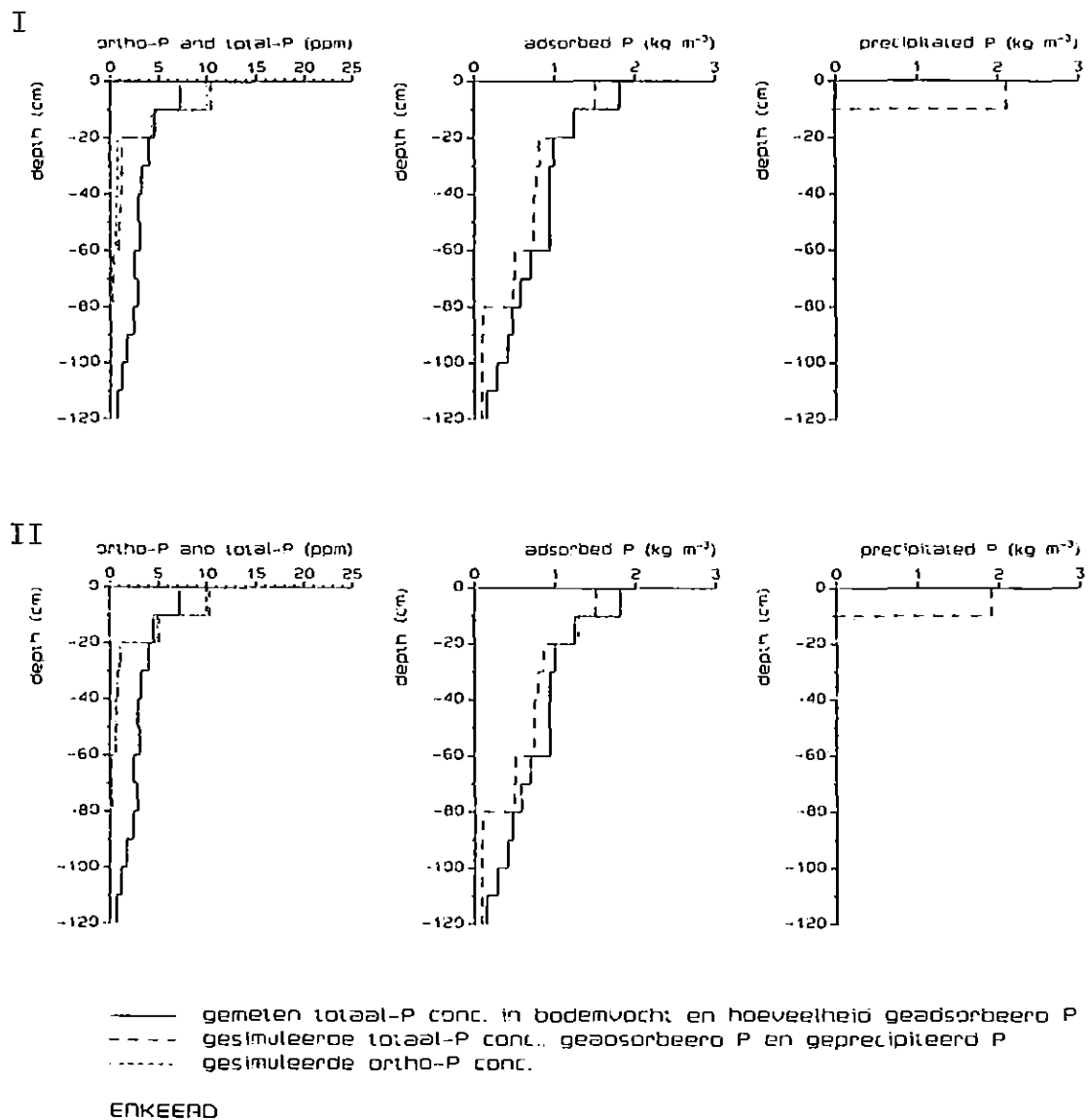


Fig. 9B. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I)
en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de enkeerd

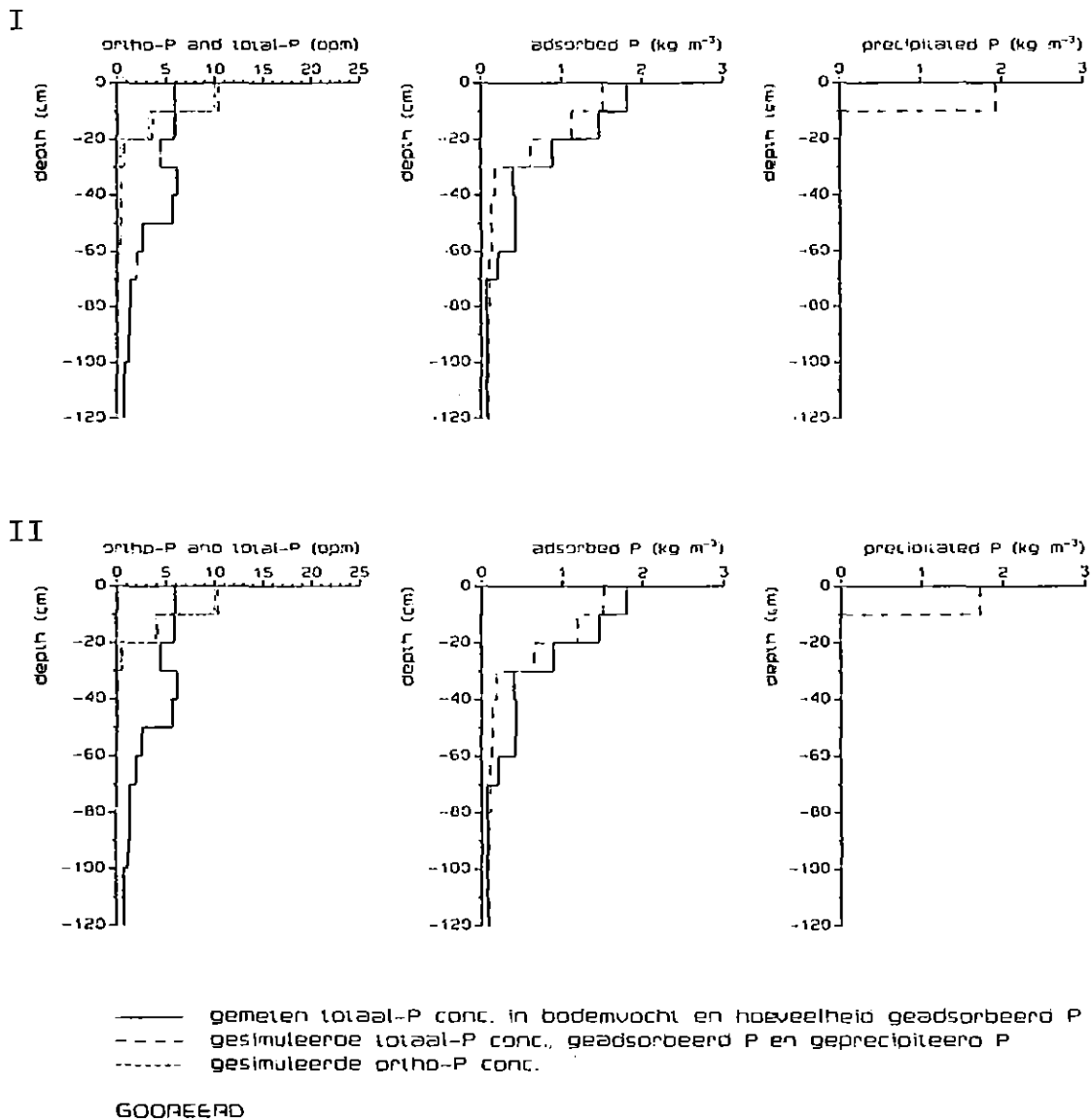


Fig. 9C. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I)
en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de gooreerd

4.3. GEVOELIGHEID BIJ DE SIMULATIE

4.3.1. Invloed verschillende P-parameters

De invloed van de bufferconcentratie C_b (zie paragraaf 4.1)

In de literatuur wordt algemeen gesteld dat de bufferconcentratie van grond gemengd met drijfmest 0.070 à $0.090 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ (70 à 90 ppm P) is

(VAN DER ZEE, 1988). Volgens BREEUWSMA (1988) treedt precipitatie van aluminium- en ijzerfosfaten op bij fosfaatconcentraties groter dan circa $0.31 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ en een pH lager dan 3 (anders te lage aluminium- en ijzerconcentraties). Berekent men de ortho-fosfaat evenwichtsconcentratie in een bodemoplossing in aanwezigheid van 1 tot 5.8 mmol.l^{-1} calcium en een pH van 5.5 tot 6.3, dan loopt de evenwichtsconcentratie uiteen van 0 tot $0.082 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ (GROENENDIJK). Gezien het grote bereik van de waarden die de bufferconcentratie kan aannemen is op grond van de in paragraaf 4.1 genoemde uitgangspunten de bufferconcentratie op 0.010 en $0.020 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ gesteld voor respectievelijk de eerdgronden (EZ, ZN) en de podzol (HN).

Er zijn ook simulaties uitgevoerd voor de drie grondsoorten met een bufferconcentratie van $0.070 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ en de overige P-parameters hetzelfde als in paragraaf 4.2 (Figuur 10). Bij deze simulaties zijn de hoeveelheden totaal-P in oplossing en geadsorbeerd P bovenin het profiel (20 à 30 cm) veel te hoog bij de enkeerd- en gooreerdgrond, en circa gelijk aan de gemeten waarden bij de podzol. Dieper dan 20 à 30 cm zijn de gesimuleerde waarden te laag. Er treedt geen fosfaatneerslag op. Vergeleken met de simulaties met bufferconcentratie 0.010 (0.020 HN) $\text{kg.m}^{-3} \text{ P}$, is de adsorptie 20 tot 80% hoger, de concentratie in oplossing 0 tot 100% hoger in de laag 0-30 cm en de hoeveelheid geprecipiteerd P tot nul gereduceerd.

De eerste 4 à 7 jaar zijn de fosfaatbalansen hetzelfde als bij de simulaties met de in paragraaf 4.1 genoemde bufferconcentraties (Bijlagen IIb, IVb en Vb). Daarna vindt er een iets grotere P-opname plaats, een grotere toename van geadsorbeerd fosfaat en blijft precipitatie van fosfaat-zouten uit. In de twee onbemeste jaren neemt de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat af.

De invloed van de parameters R, k_2 en N (zie paragraaf 4.1)

Simulaties met $R = 1.5$ in plaats van 1, en simulaties met de waarde voor k_2 twee keer zo groot of twee keer zo klein als in paragraaf 4.2, leveren dezelfde fosfaatprofielen op. De invloed van R en k_2 is vrijwel nihil.

Verhoging van N van 4 naar 6 verhoogt de geadsorbeerde hoeveelheid in laag 1 en 2, en verlaagt deze in laag 3. Deze veranderingen bedragen 0.1 à $0.2 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$ (circa 1%).

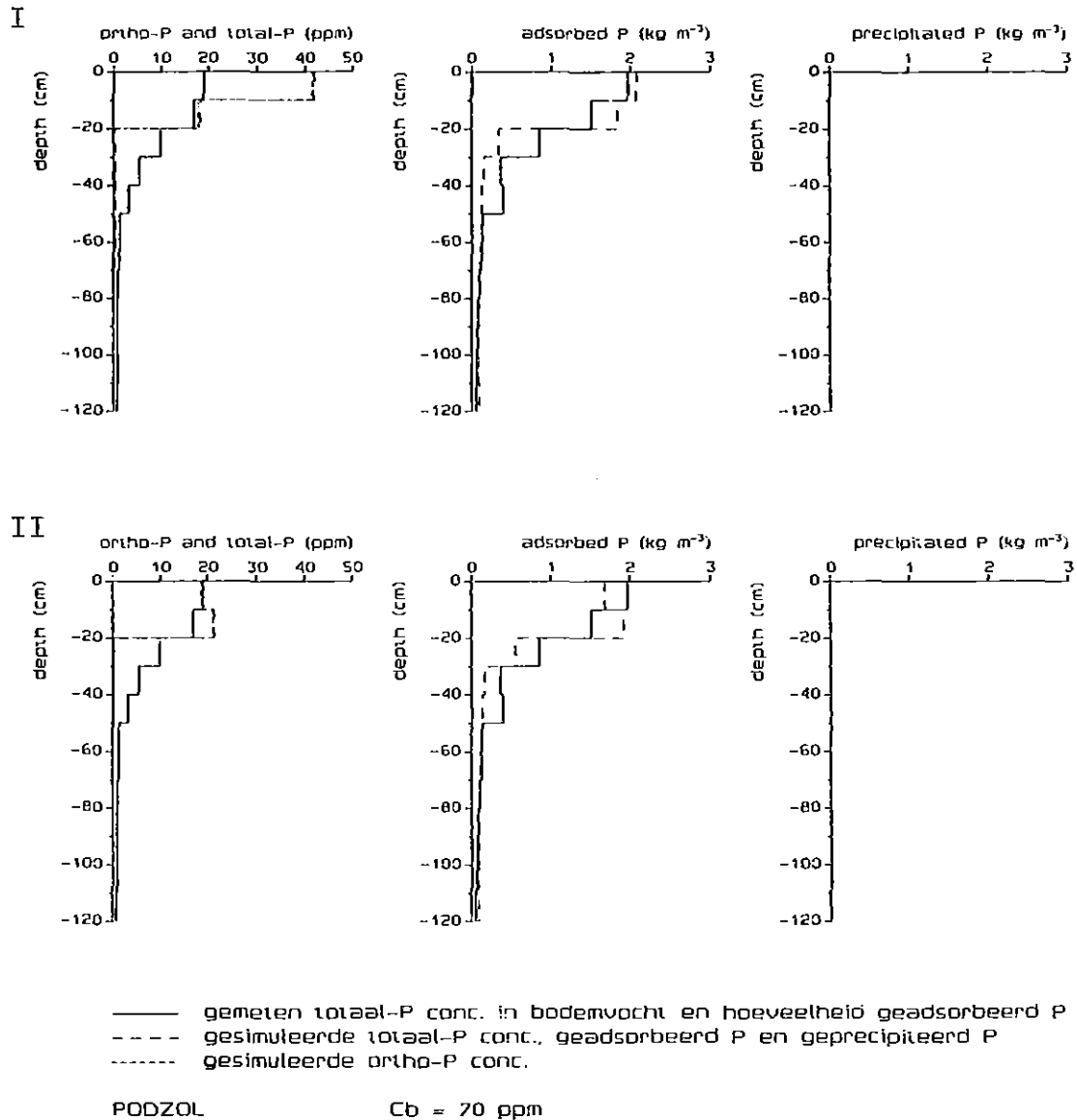


Fig. 10A. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I) en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de podzol
De bufferconcentratie = $0.070 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$

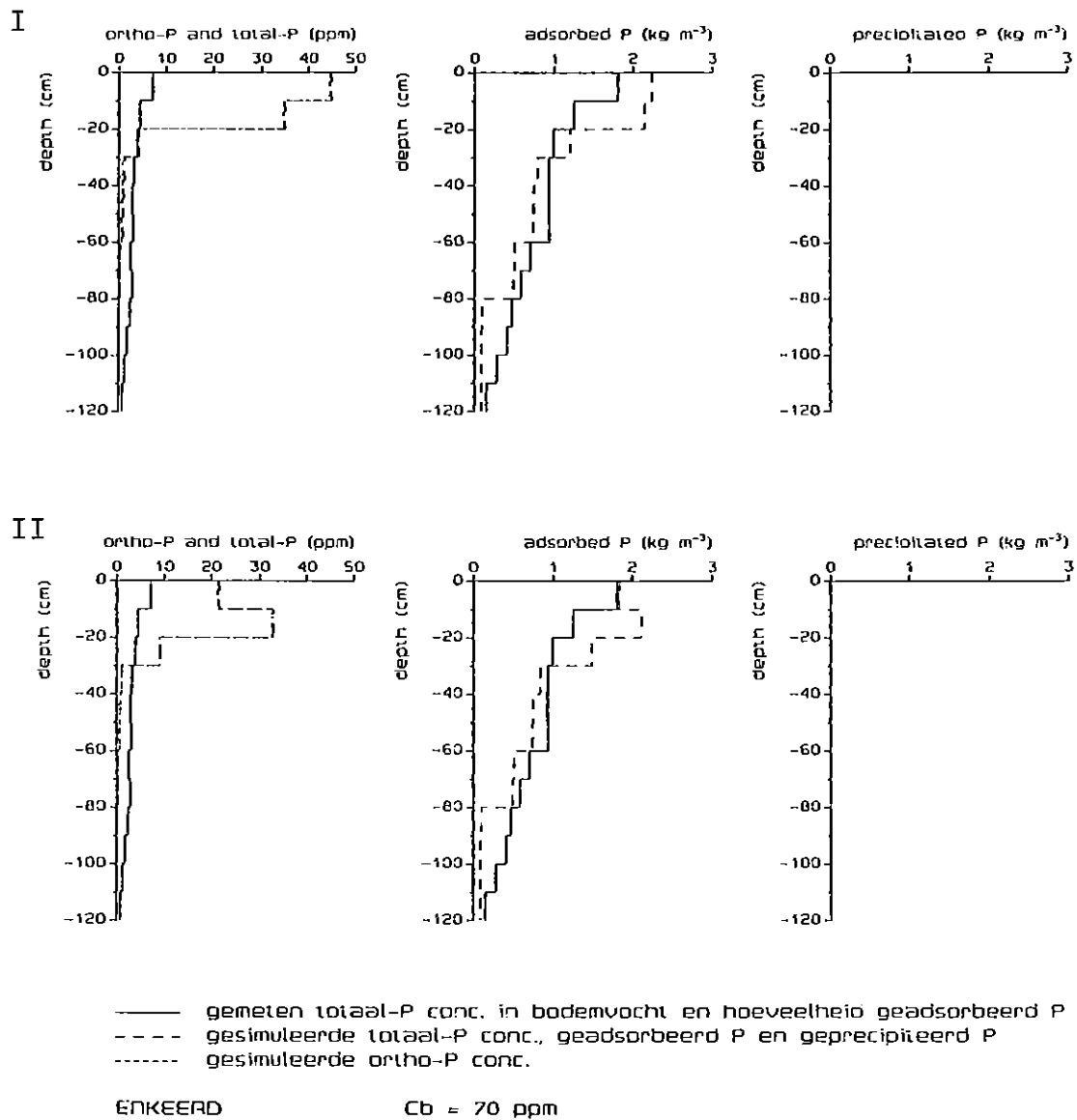


Fig. 10B. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I) en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de enkeerd
De bufferconcentratie = $0.070 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$

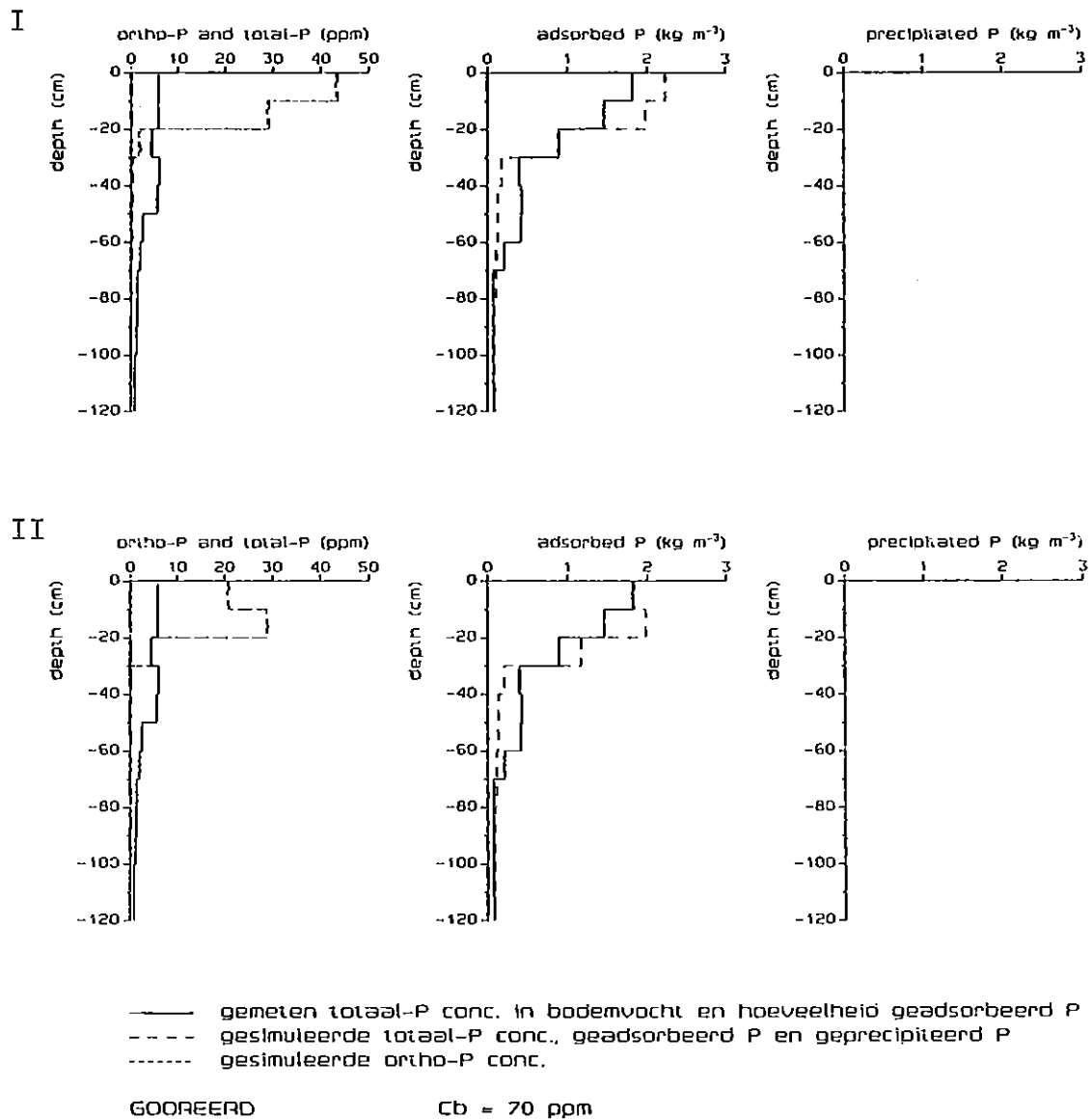


Fig. 10C. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I) en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de gooreerd
De bufferconcentratie = $0.070 \text{ kg.m}^{-3} \text{ P}$

Bij berekeningen voor de podzol met $N = 2$ in plaats van 4 neemt de hoeveelheid geadsorbeerd P in de lagen 0-10 cm en 10-20 cm met 30% en 21% af, terwijl van 20-30 cm de fosfaatadsorptie met 67% toeneemt. De totaal-P concentratie in de laag 10-20 cm neemt met 130% toe, en van 20-30 cm met circa 300%. De hoeveelheid neergeslagen fosfaat in laag 1 stijgt met 40% (Figuur 11).

De simulatieresultaten met $N = 2$ geven een beter beeld van het verloop van de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat met de diepte dan de resultaten met $N = 4$, maar de grootte van de fosfaatadsorptie is steeds lager dan gemeten. Door de keuze van C_b en C_m ("a"), die afhangt van N (paragraaf 4.1), aan te passen aan de nieuwe N -waarde, kan de adsorptie van fosfaat toenemen. Verlaging van N heeft dus, in tegenstelling tot verhoging, grote invloed op de simulatie van de fosfaatvoorraad in bodem en bodemvocht.

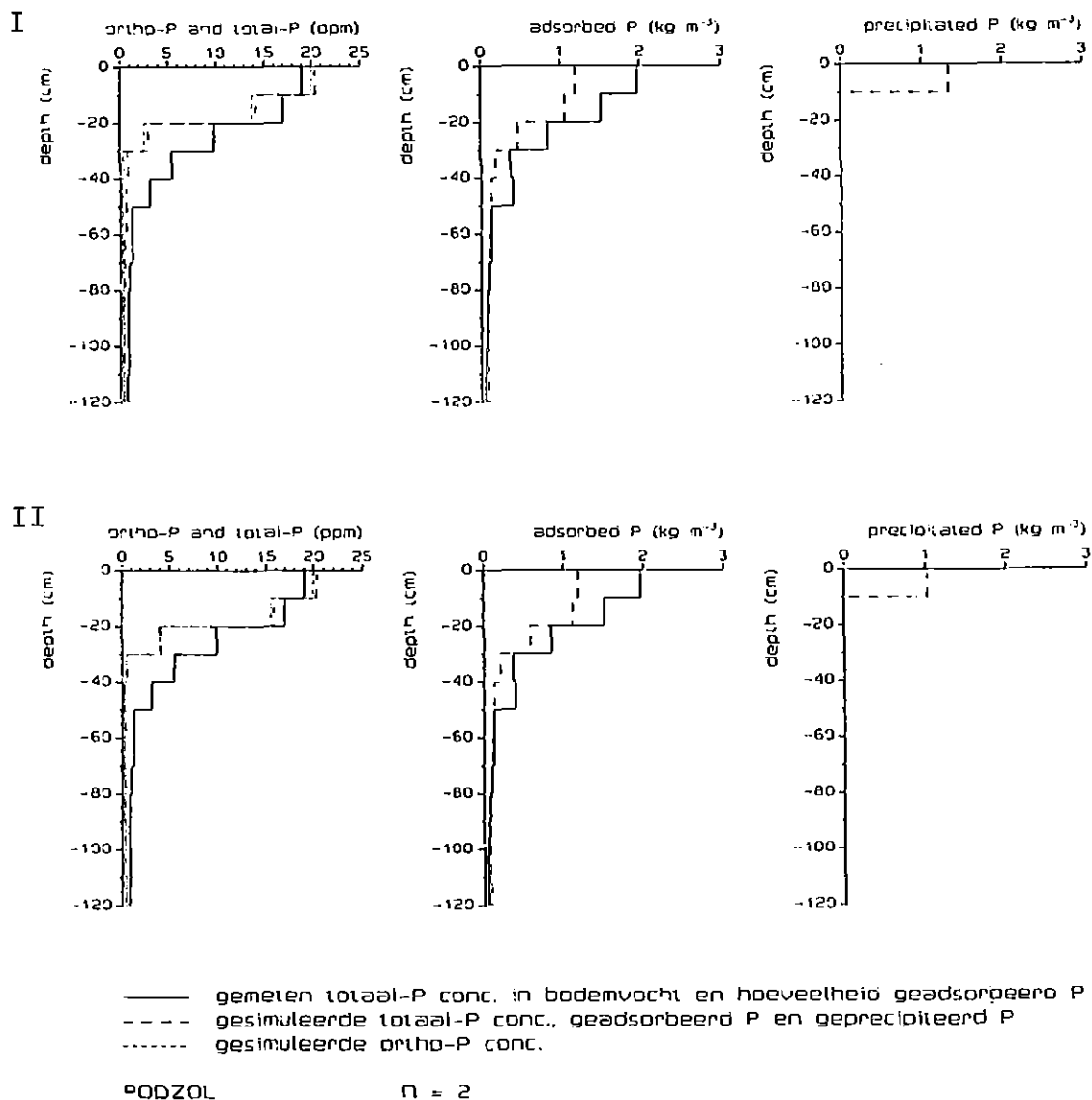


Fig. 11. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I)
en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de podzol, met $N = 2$

De invloed van C_m (zie paragraaf 4.1)

Bij de simulatie van het fosfaatprofiel op het proefveld "Putten" is voor de berekening van C_m uit de hoeveelheid oxalaatextraheerbaar ijzer en aluminium een factor "a" gebruikt, die circa 170 keer kleiner is dan de "a" die uit parameterfittings volgt (ROEST). Volgens ROEST (pers.meded.) kan "a" een factor 100 groter of kleiner zijn. Wat namelijk niet in de empirische relatie is opgenomen en wat vermoedelijk wel van grote invloed is op de waarde van C_m , is de deeltjesgrootte van aluminium- en ijzeroxiden waaraan de adsorptie plaats vindt (specifiek oppervlak).

Een grotere C_m veroorzaakt een kleinere adsorptie en hogere concentraties in de bovenste lagen, zodat er meer fosfaat precipiteert in laag 1 en het naar beneden bewegende water hogere concentraties P bevat. Dat heeft tot gevolg dat dieper in het profiel een hogere fosfaatadsorptie optreedt dan bij een kleinere C_m . Dit blijkt ook uit de volgende simulaties voor de podzol en de enkeerdgrond (Figuur 12). Wanneer voor de enkeerdgrond andere waarden gelden, worden deze tussen haakjes vermeld. Wordt de factor "a", en dus ook C_m , tien keer verhoogd, dan wordt in de laag 0-20 cm circa 40% minder fosfaat geadsorbeerd. In de lagen van 20-30 cm (60-90 cm) neemt de adsorptie toe met 100% (30 tot 100%). De concentratie totaal-P verdubbelt in de laag van 10-20 cm. Vanaf 20 cm tot 30 cm (80 cm) stijgt de totaal-P concentratie van ongeveer 0 naar 4 ppm P (6 ppm P). De hoeveelheid neergeslagen fosfaat in laag 1 stijgt van 0.6 naar 1.2 (circa 2 naar 3) kg.m⁻³ P. Door de hogere P-concentratie in het bodemvocht is de P-opname door het gras vanaf het tweede jaar groter dan 70 kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ P, en treedt na 0 à 4 jaar al fosfaatneerslag op (Jaarbalansen, bijlagen IIIc en IVc).

Rekening houdend met het empirische karakter van de relatie tussen C_m en de oxalaatextraheerbare hoeveelheid ijzer en aluminium en het brede bereik van de factor "a", is het fosfaatmodel gevoelig voor C_m .

4.3.2. Invloed materiaaldefinitie wat betreft P

Voor de definitie van het materiaal zeugendrijfmest heeft ANIMO de volgende invoerparameters met betrekking tot fosfaat nodig: FRPO = de fractie anorganisch P in de drijfmest en POFR(1), POFR(2) en POFR(3) = de fractie P in

de drie organische stof fracties, waarover het materiaal verdeeld is (zie ook paragraaf 4.1).

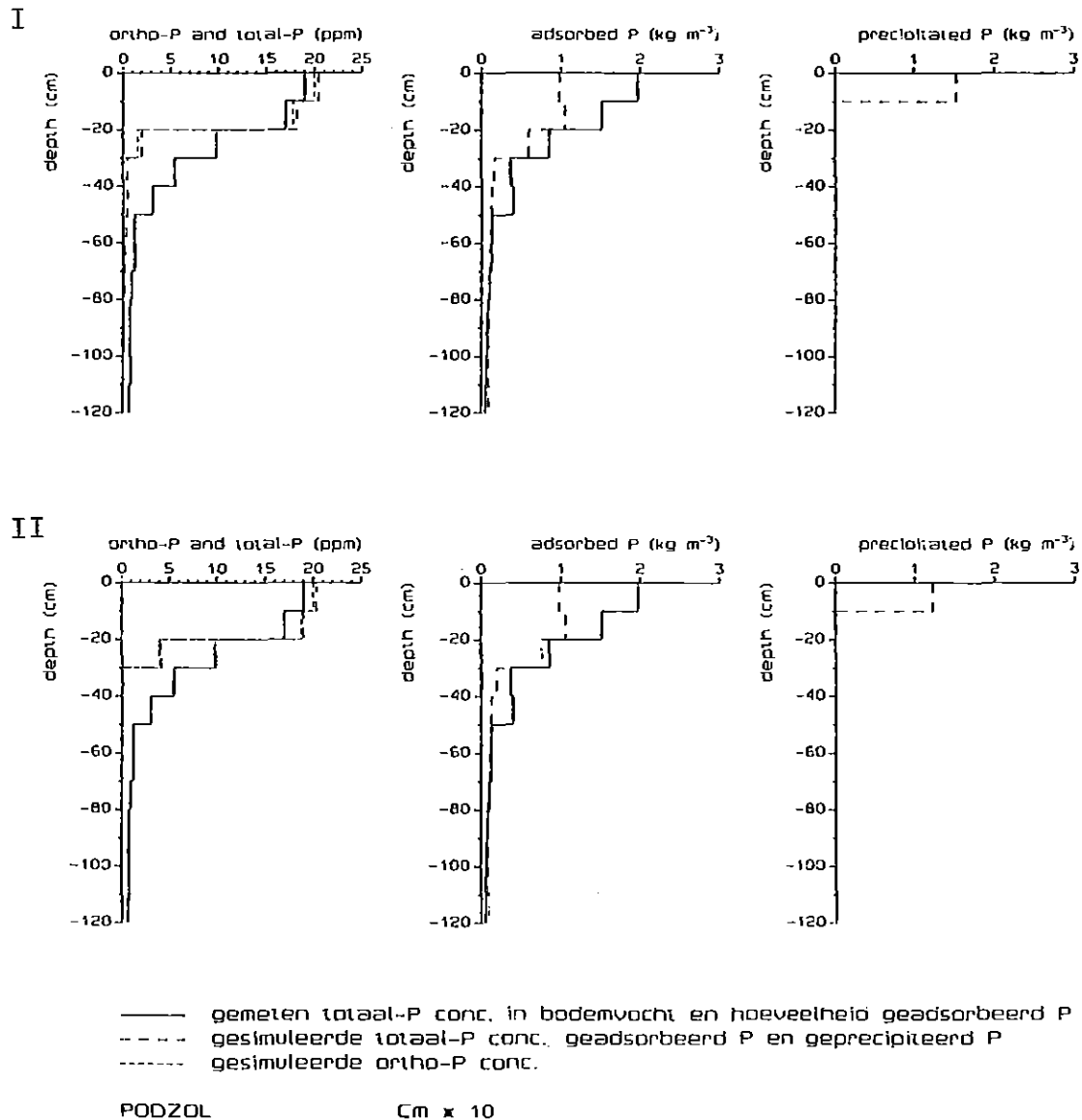


Fig. 12A. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I) en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de podzol C_m is 10 keer vergroot

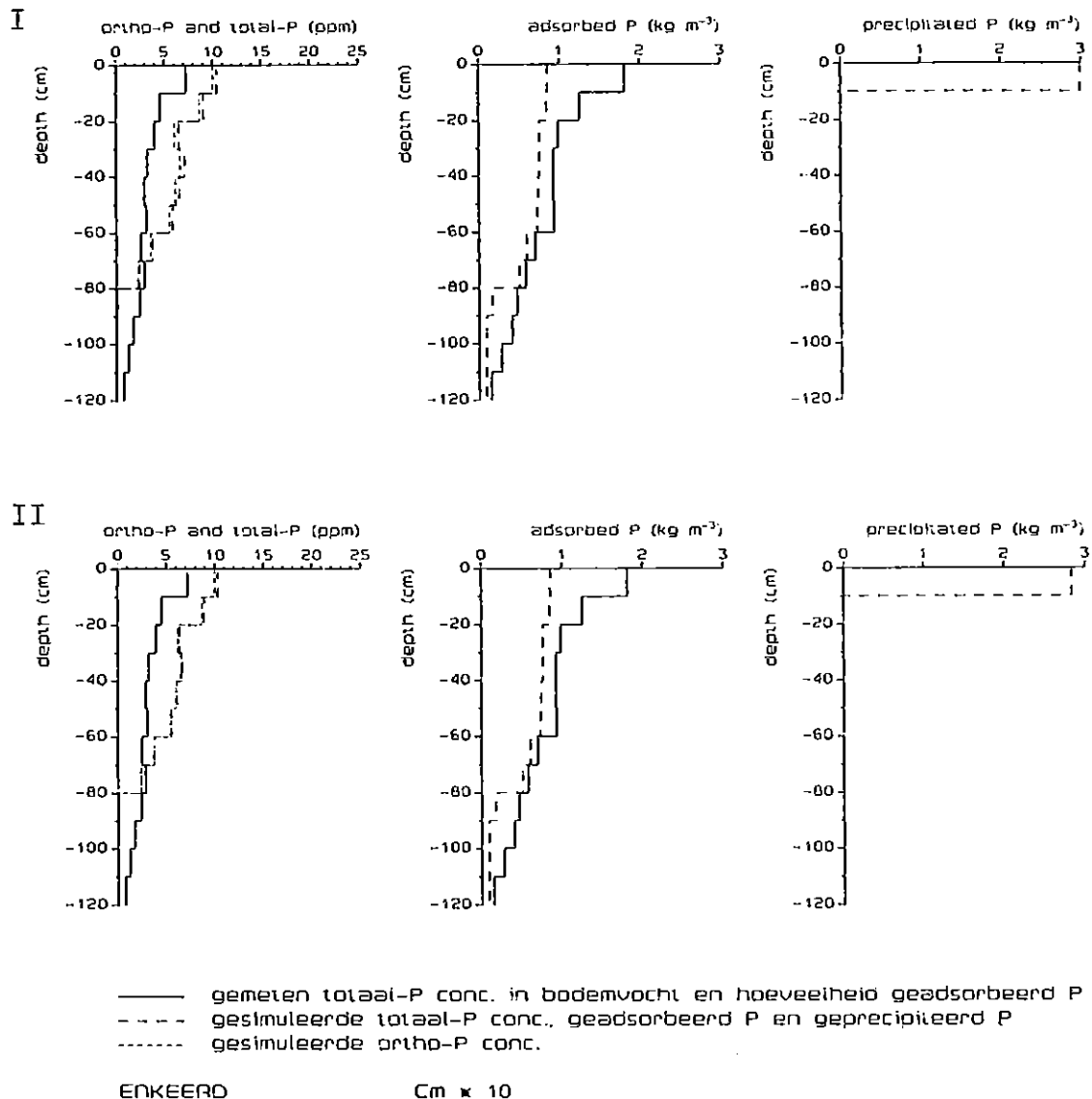


Fig. 12B. Gemeten en gesimuleerd fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten (I) en na nog 2 jaar zonder bemesting (II) voor de enkeerd C_m is 10 keer vergroot

POFR

Ervan uitgaand dat 1.5% van het totale P-gehalte van de drijfmest organisch P in oplossing is (GERRITSE, 1976) zijn voor de P-gehalten van de onderscheiden organische stof fracties (POFR) de waarden van respectievelijk 0.005, 0.004 en 0.048 genomen. Wordt uitgegaan van de totale hoeveelheid organisch P, niet uitgesplitst naar vast en in oplossing, dan kan voor de

P-gehalten van de organische stof fracties ook respectievelijk 0.02, 0.008 en 0.001 genomen worden in plaats van de eerder genoemde waarden. In deze laatste situatie hebben de sneller afbreekbare organische stof fracties hogere P-gehalten. De hoeveelheid organisch P in oplossing is nu 5.6% van het totale P-gehalte van de zeugendrijfmest. Met de laatstgenoemde P-fracties is het fosfaatprofiel gesimuleerd voor de podzol en de enkeerdgrond. Deze resultaten worden vergeleken met de simulaties met de eerstgenoemde P-fracties (paragraaf 4.2). Bij beide grondsoorten is enkele procenten meer adsorptie gesimuleerd op 10-30 cm diepte; ook de P-concentratie in oplossing op 10-20 cm diepte en de hoeveelheid geprecipiteerd fosfaat is enkele procenten hoger dan bij de simulatie met de eerstgenoemde P-gehalten van de organische stof fracties.

Een verandering in de verdeling van P over de verschillende fracties van het organisch materiaal zo, dat er 3.5 keer zoveel organisch P in oplossing is, verhoogt de hoeveelheid geadsorbeerd, in oplossing en neergeslagen fosfaat bovenin het profiel slechts enkele procenten.

FRPO

Naast de bij de simulatie van het fosfaatprofiel op het proefveld "Putten" gebruikte parameters met betrekking tot fosfaat in zeugendrijfmest, wordt ook een andere materiaaldefinitie gebruikt (PAWN-studie).

	FRPO	POFR(1)	POFR(2)	POFR(3)
"Putten"	0.0014	0.005	0.004	0.048
"PAWN"	0.0015	0.007	0.005	0.001

Ter vergelijking is het fosfaatprofiel op het proefveld "Putten" ook met de "PAWN"-materiaaldefinitie gesimuleerd. Simulaties met FRPO = 0.0015 in plaats van 0.0014 geven nauwelijks een ander fosfaatprofiel als resultaat; alleen de hoeveelheid geprecipiteerd fosfaat in de laag 0-10 cm is circa 0.1 kg.m^{-3} P hoger.

4.3.3. Invloed P-gehalten van humus en wortellexudaten

In het voorgaande is voor het P-gehalte van de humus en de wortellexudaten 0.0048 en 0.0025 genomen, op grond van een N/P-quotiënt van 10. Simulatie van het fosfaatprofiel met deze parameters twee keer zo groot, geeft voor

de podzol en enkeerdgrond enkele procenten verhoging van de hoeveelheid fosfaat in oplossing beneden 10 cm-mv, en zowel een verhoging van de P-adsorptie dieper dan 20 cm als een vermindering van de hoeveelheid neergeslagen fosfaat variërend van enkele procenten tot circa 20%. De mineralisatie op jaarbasis is nu gemiddeld 17% groter.

4.3.4. Invloed reservoirgrootte

Wanneer toedieningen op het maaiveld plaatsvinden, komt de toegediende minerale N en P en organische stof in oplossing eerst in het reservoir. De P-concentraties waarmee water in de bodem infiltreert wordt, behalve door de eventueel in het reservoir nog aanwezige hoeveelheid P en de hoeveelheid water die het reservoir passeert, ook beïnvloed door de grootte van het reservoir. De reservoirgrootte kan waarden aannemen tussen 0.01 en 0.04 m. Simulaties van het fosfaatprofiel met een reservoir van 0.01, 0.02 en 0.04 m geven hetzelfde beeld. Hieruit blijkt dat simulatie van het fosfaatprofiel na 15 jaar bemesten en na nog 2 jaar zonder bemesting niet gevoelig is voor de grootte van het reservoir.

4.4. AANPASSING WATERHUISHOUDING

Op twee manieren is getracht door wijzigingen in de simulatie van de waterhuishouding het anorganisch fosfaat naar grotere diepte te verplaatsen. Deze simulatieruns zijn uitgevoerd voor de veldpodzol. De gesimuleerde wegzijging is sterk vergroot door van het diepste drainage-systeem de stijghoogte op 1.5 in plaats van 0.5 m-mv, en de drainageweerstand op 1000 in plaats van 5000 dagen te stellen. (Op jaarbasis treedt er dan 192 mm meer wegzijging op, is de evapotranspiratie en de slootafvoer respectievelijk 34 en 156 mm minder.) De hoeveelheid fosfaat in oplossing stijgt hierdoor 0 à 10% op 10-50 cm, 25 à 200% op 50-120 cm; maar dieper dan 20 cm is ook deze fosfaatconcentratie verwaarloosbaar klein ten opzichte van de gemeten concentratie. De hoeveelheid geadsorbeerd P op 20-30 cm, en geprecipiteerd op 0-10 cm stijgt enkele procenten.

Een grotere doorspoeling kan ook worden verkregen door wijziging van de bodemfysische gegevens. In WATBAL wordt aangenomen dat alleen transport naar beneden optreedt wanneer het vochtgehalte groter is dan het vochtgehalte bij veldcapaciteit. Bij bouwsteen B1 uit de 'Staringreeks' is het vochtgehalte bij veldcapaciteit kleiner dan bij bouwsteen B2 [resp. 20.1 en 27.6 $\%(\text{v/v})$]. Bovendien is het verschil in vochtgehalte bij verzadiging en bij veldcapaciteit bij bouwsteen B1 groter dan bij B2 [17.0 resp. 15.6 $\%(\text{v/v})$]. Door nu de bodemfysische gegevens van bouwsteen B1 te gebruiken, wordt er meer doorspoeling gesimuleerd. (Op jaarbasis is de evapotranspiratie dan circa 13 mm lager en de slootafvoer circa 13 mm groter). Dit veroorzaakt een stijging van de hoeveelheid fosfaat in oplossing van 0 à 10% op 0-50 cm en 15 à 30% op 50-120 cm. Ook hier is de berekende hoeveelheid zeer klein ten opzichte van de gemeten hoeveelheid. Op 20-30 cm is 5% meer fosfaat geadsorbeerd, op 0-10 cm enkele procenten meer fosfaat geprecipiteerd.

4.5. CONCLUSIE

Het opsplitsen van de veldgegevens van het perceel "Putten" per grondsoort is zinvol.

ANIMO simuleert de fosfaatconcentraties in het bodemvocht dieper dan 20 cm veel te laag. De hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat wordt over het algemeen iets te laag gesimuleerd. Dit "tekort" wordt in de simulatieresultaten teruggevonden als geprecipiteerd fosfaat in de laag van 0-10 cm.

In de gebruikte beschrijving van het fosfaattransport verplaatst het anorganisch fosfaat zich te weinig of te langzaam naar beneden. Dit is gedeeltelijk te verbeteren door een hogere bufferconcentratie en een kleinere N te nemen.

Verhoging van de bufferconcentratie van 0.010 (eerdgronden) en 0.020 (podzol) kg.m^{-3} P naar 0.070 kg.m^{-3} P voorkomt het ontstaan van fosfaatsneerslag, maar verhoogt de adsorptie 20 tot 80% en de totaal-P-concentratie 0 tot 100% in de laag 0-30 cm.

Het fosfaatmodel is gevoelig voor de bufferconcentratie. Omdat deze niet direct meetbaar is en afhankelijk is van onder andere de zuurgraad en de aanwezigheid van kationen (calcium, ijzer en aluminium) is verder onderzoek hier van belang.

Het fosfaatmodel is gevoelig voor N , de adsorptie-exponent in de Freundlichvergelijking, bij waarden kleiner dan 4. Daarboven is het model nauwelijks gevoelig voor N .

Gezien het empirische karakter van de relatie tussen C_m en de oxalaatextraheerbare hoeveelheid ijzer en aluminium en het brede bereik van de factor "a", is het fosfaatmodel gevoelig voor C_m .

Het specifiek oppervlak van aluminium- en ijzeroxiden is niet opgenomen in de empirische relatie, maar is vermoedelijk wel van grote invloed op C_m .

Met het oog op de simulatie van de fosfaatvoorraad in bodem en bodemvocht, en rekening houdend met de meetbaarheid en het bereik van de betreffende parameter, is het fosfaatmodel niet of nauwelijks gevoelig voor k_2 (desorptiesnelheid), de factor "R" bij de berekening van de snelle distributieverhouding van P, de parameters POFR(1), POFR(2), POFR(3) en FRPO (materiaaldefinitie), POFRHUMA en POFREX (P-gehalten humus en wortellexudaten) en de grootte van het denkbeeldige reservoir.

Vergroting van de doorspoeling van het profiel heeft vooral invloed op de fosfaatconcentratie in het bodemvocht dieper dan 50 cm-mv, maar verandert de hoeveelheid geadsorbeerd en neergeslagen fosfaat nauwelijks.

5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op grond van de uitgevoerde simulaties kan het volgende geconcludeerd worden:

De verschillende ANIMO-versies simuleren de concentraties N en P in de oppervlakteafvoer na een mestgift het beste met de volgende parameters:

Versie	Reservoirgrootte (m)	LEFRRV (-)	LEFRSO (-)
1	0.04	-	-
2	0.02	0.17	-
3	0.02	0.2	0.25

Met een groter reservoir neemt de concentratie in het reservoir te langzaam af, waardoor de concentratie in de oppervlakteafvoer te hoog blijft.

Een reservoirgrootte in de orde van decimeters voldoet niet.

De hoeveelheid infiltratie en oppervlakteafvoer in de tijdstap van mesttoediening heeft grote invloed op de concentraties in de oppervlakteafvoer. De keuze van de tijdstippen waarop een mestgift plaats vindt, en de keuze van de tijdstaplengte hebben daardoor gevolgen voor de berekende fosfaatbelasting van het oppervlaktewater via oppervlakteafvoer. De invloed daarvan wordt afgevlakt door het betrekken van een groot aantal jaren bij het doorrekenen van scenario's of het uitsmeren van de jaarlijkse mestdosering over een groot aantal giften. Door irreële situaties bij een simulatie, zoals een mestgift bij hoge grondwaterstand, te vermijden, kan men eveneens de extremen verlagen. Het voorgaande benadrukt het belang van een goede beschrijving van oppervlakteafvoer in waterkwantiteitsmodellen.

De verdeling van de hoeveelheid P in drijfmest over de fractie in oplossing (anorganisch + gedeelte van organisch) en de vaste fase is van invloed op de simulatie van fosfaatafspoeling.

Bij de simulatie van de fosfaatvoorraad in de bodem na 15 jaar bemesten verplaatst het anorganisch fosfaat zich te weinig of te langzaam naar

beneden. Het fosfaatmodel berekent de fosfaatconcentraties in het bodemvocht dieper dan 20 à 30 cm veel te laag. De hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat wordt over het algemeen iets te laag gesimuleerd. Dit "tekort" wordt in de simulatieresultaten teruggevonden als geprecipiteerd fosfaat in de laag 0-10 cm.

Door de parameters C_b en C_m te verhogen, N te verlagen of door grotere doorspoeling te creëren worden weliswaar hogere fosfaatconcentraties berekend, maar ook dan zijn de concentraties dieper dan 20 à 30 cm veel lager dan de gemeten waarden. Alleen bij de enkeerdgrond zijn de fosfaatconcentraties in het bodemvocht gesimuleerd met een grotere C_m , hoger dan de gemeten concentraties.

Met het oog op de simulatie van de fosfaatvoorraad in bodem en bodemvocht, en rekening houdend met de meetbaarheid en het bereik van de betreffende parameter, is het fosfaatmodel niet of nauwelijks gevoelig voor k_2 (desorptiesnelheid), de factor "R" bij de berekening van de snelle distributieverhouding van P, de parameters POFR(1), POFR(2), POFR(3) en FRPO (materiaaldefinitie), POFRHUMA en POFREX (P-gehaltes humus en wortellexudaten) en de grootte van het denkbeeldige reservoir.

Het model is zeer gevoelig voor C_b (bufferconcentratie), N -waarden kleiner dan 4 (adsorptie-exponent in de Freundlichvergelijking) en C_m (maximale P-concentratie bij volledig bezet adsorbtiecomplex).

Enkele belangrijke punten voor verder onderzoek zijn:

- de bufferconcentratie C_b ;
- de relatie $C_m - Q_m$ (specifiek oppervlak aluminium- en ijzeroxiden);
- een goede beschrijving van oppervlakteafvoer in waterkwantiteitsmodellen;
- calibratie van de oppervlakteafvoer-factoren LEFRRV en LEFRSO op grond van meerdere gegevens;
- de afname van de verhoudingen ortho-P/totaal-P en NH_4 -N/Kjeldahl-N in de tijd (inbouwen omzettingsprocessen in reservoir);
- NH_3 -vervluchtiging tijdsafhankelijk beschrijven, zodat niet alleen in de tijdstep van mesttoediening NH_3 -vervluchtiging optreedt (van belang bij korte tijdstappen);
- invoermogelijkheid in ANIMO voor de concentratie van organisch P en organisch N in de neerslag of het beregeningswater.

SAMENVATTING

Het waterkwaliteitsmodel ANIMO (Agricultural NITrogen MOdel) beschrijft onder andere de lotgevallen van aan de bodem toegevoegd fosfaat, dat via afspoeling en uitspoeling het oppervlaktewater kan belasten. Bepaalde aspecten van het fosfaatmodel zijn getoetst aan veldsituaties, en de gevoeligheid van het model voor verschillende parameters is onderzocht.

Afspoeling

In verband met afspoeling is de fosfaatlast van de oppervlakteafvoer van belang. Drie verschillende formuleringen voor de runoff in ANIMO zijn getest voor wat betreft de concentraties N en P in het oppervlakte-afvoerwater. De drie versies verschillen in het gebruik van de parameters LEFRRV en LEFRSO (LEaching FRaction ReserVoir / SOil) in de beschrijving van de oppervlakteafvoer. Voor het testen zijn de gegevens gebruikt van een onderzoek te Achterveld (OOSTEROM en STEENVOORDEN, 1980). In experiment III van genoemd onderzoek is grasland beregend na 1, 3, 8 en 15 dagen na een run-derdrijfmestgift. Het afstromende water is opgevangen en o.a. geanalyseerd op $\text{NH}_4\text{-N}$, Kjeld-N, Ortho-P en Totaal-P.

Van grote invloed op de concentraties in de oppervlakteafvoer zijn de reservoirgrootte, de runoffparameters LEFRRV en LEFRSO, de hoeveelheid infiltratie en oppervlakteafvoer in de tijdstap van mesttoediening en daardoor de keuze van de tijdstippen waarop een mestgift plaats vindt en de lengte van de rekentijdstap.

Geconcludeerd wordt dat de verschillende ANIMO-versies de concentraties N en P in de oppervlakteafvoer na een mestgift het beste simuleren met de volgende parameters:

Versie	Reservoirgrootte (m)	LEFRRV (-)	LEFRSO (-)
1	0.04	-	-
2	0.02	0.17	-
3	0.02	0.2	0.25

Een reservoir groter dan enkele centimeters voldoet niet om de afname van de oppervlakteafvoerconcentraties in de tijd te simuleren.

Uitspoeling

Voor de kwantificering van fosfaatuitspoeling zijn de fosfaatconcentraties in het bodemvocht van belang op de diepten vanwaar water afgevoerd wordt naar het oppervlaktewater. Ter calibratie is het P-concentratieverloop in het bodemvocht en de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat met de diepte gesimuleerd voor een graslandperceel met een P-verzadigde bovengrond bij Putten. Op het betreffende perceel zijn in december 1987 metingen verricht ter bepaling van de fosfaatvoorraad in de bodem en in het bodemvocht (STEENVOORDEN e.a., 1988). Bovendien is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor invoerparameters betreffende de beschrijving van de adsorptie, desorptie en precipitatie van fosfaat, de samenstelling van de toegediende meststof en enkele andere parameters.

In de gebruikte modelformulering verplaatst het anorganisch fosfaat zich te weinig of te langzaam naar beneden. Het fosfaatmodel berekent de fosfaatconcentraties in het bodemvocht dieper dan 20 à 30 cm veel te laag. De hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat wordt over het algemeen iets te laag gesimuleerd. Dit "tekort" wordt in de simulatieresultaten teruggevonden als geprecipiteerd fosfaat in de laag 0-10 cm. In eerste instantie dienen de schattingen van de parameters C_b , C_m ("a") en N bijgesteld en beter onderbouwd te worden.

Het fosfaatmodel is gevoelig voor C_b (bufferconcentratie), N (adsorptie-exponent in de Freundlichvergelijking) en C_m (maximale P-concentratie bij volledig bezet adsorbtiecomplex).

Het fosfaatmodel is niet of nauwelijks gevoelig voor k_2 (desorptiesnelheid), de factor "R" bij de berekening van de snelle distributieverhouding van P, de parameters POFR(1), POFR(2), POFR(3) en FRPO (materiaaldefinitie), POFRHUMA en POFREX (P-gehaltes humus en wortellexudaten) en de grootte van het denkbeeldige reservoir.

LITERATUUR

- BAKKER, J.W., F.R. BOONE en P. BOEKEL, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Rapport 20, ICW, Wageningen. 44 pp.
- BERGHUIJS-VAN DIJK, J.T., 1985. WATBAL, A simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile. Nota 1670, ICW, Wageningen. 22 pp.
- BERGHUIJS-VAN DIJK, J.T., P.E. RIJTEMA en C.W.J. ROEST, 1985. ANIMO, Agricultural Nitrogen Model. Nota 1671, ICW, Wageningen. 86 pp.
- BREEUWSMA, A., 1988. Gedrag van fosfaat in de bodem. PHLO-cursus: Water-kwaliteit landelijk gebied; aspecten van kwaliteitsbeheer.
- GERRITSE, R.G., 1976. Phosphorus compounds in pig slurry and their retention in the soil. Proc. EEC-Seminar: Utilisation of manure by land spreading, Modena, 257-266.
- KROES, J.G., 1988. ANIMO Version 2. User's guide. Nota 1848, ICW, Wageningen. 112 pp.
- MIN LV, 1987. Vlugtschrift voor de Landbouw, nr.406. CAD voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Veehouderij, Wageningen. 12 pp.
- OOSTEROM, H.P. en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1980. Chemische samenstelling van oppervlakkig afstromend water (Proefveld onderzoek te Achterveld). Nota 1237, ICW, Wageningen. 60 pp.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., A. BREEUWSMA, W.A. DE BOER en J.G.A. REIJERINK, 1988. Fosfaatuitspoeling uit een perceel met fosfaatverzadigde bovengrond. Rapport 34, ICW, Wageningen. 63 pp.
- WÖSTEN, J.H.M., M.H. BANNINK en J. BEUVING, 1987. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks. Rapport 18, ICW, Wageningen. 75 pp.
- ZEE, VAN DER S.E.A.T.M., 1988. Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Proefschrift Landbouwuniversiteit, Wageningen. 283 pp.

LIJST VAN GEBRUIKTE SYMBOLEN

a	coëfficiënt in $C_m - [Fe+Al]_{ox}$ relatie
ADCF	(N) adsorptie-exponent in Freundlichvergelijking (-)
AMPOMA	(Q_m) maximaal te adsorberen hoeveelheid P ($kg.m^{-3}$ grond)
b	coëfficiënt in $C_m - [Fe+Al]_{ox}$ relatie
C_b	(COBU) bufferconcentratie bodemoplossing ($kg.m^{-3}$)
C_m	(COPOMA) maximale P-concentratie bij volledig bezet adsorptiecomplex ($kg.m^{-3}$)
COBU	(C_b) bufferconcentratie bodemoplossing ($kg.m^{-3}$)
COPOMA	(C_m) maximale P-concentratie bij volledig bezet adsorptiecomplex ($kg.m^{-3}$)
COPRPO	P-gehalte in de neerslag ($kg.m^{-3}$)
DRADPO	(R_f) snelle distributieverhouding van P (-)
EZ	enkeerdgrond
$[Fe+Al]_{ox}$	oxalaatextraheerbare ijzer en aluminium ($mmol.kg^{-1}$)
FRNH	fractie HN_4 -N in een materiaal (-)
FRNI	fractie NO_3 -N in een materiaal (-)
FROR	organisch stof gehalte van een materiaal (-)
FRPO	fractie anorganisch P in een materiaal (-)
HN	veldpodzol
HUEX	hoeveelheid humus afkomstig van exudaten ($kg.m^{-2}$)
HUOS	hoeveelheid humus afkomstig van vers organisch materiaal ($kg.m^{-2}$)
k_2	(RECFSO) desorptiesnelheid (d^{-1})
LEFRRV	(LEaching FRaction into ReserVoir), runoff-verdunningsfactor, het gedeelte van de runoff dat via het reservoir afstroomt (-)
LEFRSO	(LEaching FRaction into SOil) het gedeelte van de reservoir-runoff-stroom dat via laag 1 verloopt (-)
MET	gemeten
MOFRSA	vochtgehalte bij verzadiging ($m^3.m^{-3}$)
N	(ADCF) adsorptie-exponent in Freundlichvergelijking (-)
NIFR	N-gehalte van een bepaalde organische stof fractie (-)
OS	hoeveelheid vers organisch materiaal ($kg.m^{-2}$)

POFR	P-gehalte van een bepaalde organische stof fractie (-)
POFEX	P-gehalte in wortellexudaten (-)
POFRHUMA	maximale P-gehalte in bodemorganisch materiaal (-)
Q_a	(AMPOCX) hoeveelheid geadsorbeerd P (kg.m^{-3} grond)
Q_m	(AMPOMA) maximaal te adsorberen hoeveelheid P (kg.m^{-3} grond)
Q_0	initiële hoeveelheid geadsorbeerd P (kg.m^{-3} grond)
R	coëfficiënt in DRADPO-vergelijking
RDM	runderdrijfmest
RECFSO	(k_2) desorptiesnelheid (d^{-1})
R_f	(DRADPO) snelle distributieverhouding van P (-)
SIM	gesimuleerd
WALECACA	(WaterLEvel CArrying CApacity) de hoogste grondwaterstand waarbij nog mest uitgereden kan worden (m)
ZN	gooreerdgrond

BIJLAGEN

- I WATBAL-invoer Putten: WATBAL.IN
- II ANIMO -invoer Putten: GENERAL.DAT, AREA.DAT, INI.DAT, ADDIT.DAT
- III Jaarbalansen Putten - podzol
- IV Jaarbalansen Putten - enkeerd
- V Jaarbalansen Putten - gooreerd

NOTA/1970

68

BIJLAGE I

WATBAL-invoer Putten: WATBAL.IN

3.0 0.30 0.0

10.1458 1 1970 36 1986

0. 50. 100. 150. 200. 250. 300. 365.

1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1.

1. 1. 1. 1. 1. 1. 1. 1.

0.7656 0.6413

0.045 0.029 0.276 0.197 0.432 0.381

0.3 1.0

1 1 0 0

1 0 0

0 0 0

1 0 0

5000.0

0.50 0.90 0.0 1.0

1.0 1.0 1.0

1.0 1.0 1.0

1.0 1.0 1.0

1.0 1.0 1.0

150.0 20.0 10.0

10.0 10.0 10.0

0 1.0 1.0

0.80

1 0 1 1

46.70 1.53 1 1e decade januari 1970, PR en E0 = de Bilt 1965

36.60 1.18

12.60 1.47

9.30 4.47

10.10 6.78

1.70 4.27

0.40 8.71

29.50 13.40

30.50 18.66

8.90 17.60

enz. enz.

NOTA/1970

69

BIJLAGE II

ANIMO-invoer Putten: GENERAL.DAT

C----- simulation options -----
2 1
1 1

C----- simulation period and length of timestep ----
1970 1986 0.0
10.1458

C----- definition of areas -----
1 1 1 1 1 1

C----- definition of materials -----
9
0.083 0.015 0.04 0.095 0.370 0.0 1.0 0.99 1.0
0.0018 0.0021 0.0021 0.0063 0.0095 0.5 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.5 0.0 0.01 0.0
0.008 0.0 0.0014 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

C----- definition of organic fractions -----
10
0.1 0.7 0.2 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.8 0.1 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.8 0.1 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.8 0.1 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.4 0.5 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.9 0.1 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.9 0.1
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 1.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.05 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.05 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.05 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.05 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.1 0.05 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
0.75

C----- definition of rates and contents -----
0.25
1.0 1.68 0.12 2.0 0.22 0.00141 0.0 0.0 2.0 0.22
30.0 0.02 365.0 365.0
0.07 0.05 0.01 0.01 0.01 0.015 0.0 0.0 0.01 0.01
0.048 0.025
0.005 0.004 0.048 0.001 0.001 0.0015 0.0 0.0 0.001 0.001
0.0048 0.0025

NOTA/1970

70

C----- definition of crops -----

```

10 10
27. 51. 90. 645. 1824. 2529. 3330. 3780. 4620. 4710.
0.08 0.14 0.22 0.38 0.58 0.81 0.91 0.96 0.97 0.97
0.0 59.0 90.0 120. 151. 181. 196. 212. 243. 270.
0.0 59.0 90.0 120. 151. 181. 196. 212. 243. 270.
0.0 262.0 0.0 40.0 400.0 0.0046 0.400 120.
50.0 50.0
9 9
0. 80. 120. 400. 1880. 3200. 4400. 4800. 4600.
0. 0.05 0.20 0.35 0.57 0.75 0.85 0.90 0.90
115. 130. 151. 166. 181. 196. 212. 232. 290.
115. 130. 151. 166. 181. 196. 212. 232. 290.
115. 275. 0. 209. 116. .2006 .2043 180.
50.0 50.0
1 1
750.
.30
150.
150.
-10. 400. 0. 400. 300. 0.242 0.242 180.
50.0 50.0
2 2
4500.0 4500.0
1.0 1.0
0.0 300.0
0.0 300.0
0.0 290.0 0. 400.0 400.0 0.460 0.460 400.
50.0 50.0
9 9
0. 40. 60. 200. 940. 1600. 2200. 2400. 2400.
0. 0.05 0.20 0.35 0.57 0.75 0.85 0.90 0.90
115. 130. 151. 166. 181. 196. 212. 232. 290.
115. 130. 151. 166. 181. 196. 212. 232. 290.
115. 275. 0. 209. 116. .2006 .2043 180.
50.0 50.0
-10. 400. 80. 0.5
0.35 0.2 0.2 0.321 2.3 0.0055 0.01

```

C----- output options -----

```

1 1
0 2
5489 6199
0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1
0 15 0.0
1 0
0 1 1984

```

C na: 15 - 17 jaar

NOTA/1970

71

ANIMO-invoer Putten: AREA.DAT

```

C----- geometry -----
15
0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.1 0.3 0.5 1.0
3

C----- definitions -----
8 6
13 0.15

C----- drainage -----
0.0067 0.0 0.0 0.90 0.0 0.0

C----- soil physical parameters -----
0 10.0 11.0 0.01726 0.05184
2.5 3.0
0.02 0.2
0.3 2.0
0.0 0.045 0.087 0.155 0.203 0.276 0.351 0.381 0.401 0.432
1.E+7 16000. 2500. 500. 250. 100. 50. 31. 10. 1.
0.0 0.029 0.046 0.073 0.099 0.197 0.304 0.327 0.354 0.381
1.E+7 16000. 2500. 500. 250. 100. 50. 31. 10. 1.
0.029 0.432 0.381
0 5200.0 1.0 1.0 5.0 1.0

C----- soil chemical parameters -----
6.3 5.5
3.0 2.0

C----- in- and outgoing Nitrogen and Carbon -----
0.00139 0.000728 12.0 8.0
0.0 0.0 0.0
0.20

C----- for grassland (KC=6) applications -----
0.0

C----- parameters for P-cycle -----
0.0000155 0.0 0.0
5.7 6.4 7.0 10.3 10.0 5.1 4.5 3.2 2.4 2.1
2.0 1.8 1.8 1.8 1.8
0.020 0.020 0.020 0.020 0.020 0.020 0.020 0.020 0.020 0.020
0.020 0.020 0.020 0.020 0.020
0.09 0.10 0.11 0.15 0.15 0.07 0.06 0.04 0.03 0.03
0.02 0.02 0.02 0.02 0.02
2.45 2.78 3.04 3.93 3.80 1.94 1.72 1.22 0.93 0.81
0.76 0.69 0.69 0.69 0.69
4.0 0.107
(Voor grondsoort HN)

```

NOTA/1970

72

Voor grondsoort EZ:

6.3 5.8
6.0 6.3 6.0 7.0 6.7 6.7 6.0 5.5 4.2 3.8 4.5 4.1 4.1 4.1 4.1
0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010
0.010 0.010 0.010 0.010 0.010
0.09 0.10 0.09 0.10 0.09 0.09 0.08 0.07 0.05 0.05
0.06 0.05 0.05 0.05 0.05
2.59 2.73 2.61 2.66 2.55 2.56 2.27 2.09 1.60 1.45
1.73 1.55 1.55 1.55 1.55

Voor grondsoort ZN:

6.3 5.8
6.2 6.1 5.7 7.0 5.6 5.0 3.8 2.5 2.0 2.4
3.1 3.2 3.2 3.2 3.2
0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010 0.010
0.010 0.010 0.010 0.010 0.010
0.10 0.10 0.09 0.10 0.08 0.07 0.05 0.03 0.02 0.03
0.04 0.04 0.04 0.04 0.04
2.66 2.64 2.45 2.68 2.15 1.91 1.45 0.94 0.78 0.90
1.18 1.22 1.22 1.22 1.22

[illegible]

NOTA/1970

74

Voor grondsoort EZ:

0.70 0.70 0.70 0.70 0.70 0.70 0.47 0.47 0.09 0.09
0.09 0.09 0.09 0.09 0.09

Voor grondsoort ZN:

0.50 0.50 0.50 0.09 0.09 0.09 0.09 0.09 0.09 0.09
0.09 0.09 0.09 0.09 0.09

NOTA/1970

75

ANIMO-invoer Putten: ADDIT.DAT

45.

1

3 40000. 0 0

105.

1

3 40000. 0 0

195.

1

3 40000. 0 0

285.

1

3 40000. 0 0

345.

1

3 40000. 0 0

410.

1

3 40000. 0 0

470.

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

5395

1

3 40000. 0 0

5455

1

3 40000. 0 0

8000.

NOTA/1970

76

BIJLAGE IIIa

Soiltype HN

Waterbalance for layers 0 to 15 written and updated at daynr 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in mm/balance period)

Balance period	Precipitation	Drainfluxes from:			Seep- age	Evapo- transp.	Leak- age	Drainflux to:			Run- off	Storage +incr.	Balance dev.
		Trench	Ditch	Canal				Trench	Ditch	Canal			
0-1970/ 0-1971	1152.	0.	0.	0.	19.	677.	2.	0.	0.	391.	0.	102.	0.
0-1971/ 0-1972	1148.	0.	0.	0.	16.	623.	2.	0.	0.	539.	0.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	853.	0.	0.	0.	25.	530.	1.	0.	0.	353.	0.	-6.	0.
0-1973/ 0-1974	858.	0.	0.	0.	23.	649.	1.	0.	0.	314.	0.	-84.	0.
0-1974/ 0-1975	747.	0.	0.	0.	26.	594.	0.	0.	0.	176.	0.	2.	0.
0-1975/ 0-1976	908.	0.	0.	0.	24.	593.	0.	0.	0.	335.	0.	5.	0.
0-1976/ 0-1977	562.	0.	0.	0.	34.	516.	0.	0.	0.	123.	0.	-43.	0.
0-1977/ 0-1978	656.	0.	0.	0.	31.	604.	0.	0.	0.	68.	0.	15.	0.
0-1978/ 0-1979	780.	0.	0.	0.	28.	579.	0.	0.	0.	192.	0.	37.	0.
0-1979/ 0-1980	993.	0.	0.	0.	24.	588.	1.	0.	0.	366.	0.	61.	0.
0-1980/ 0-1981	635.	0.	0.	0.	30.	516.	1.	0.	0.	240.	0.	-91.	0.
0-1981/ 0-1982	536.	0.	0.	0.	36.	443.	0.	0.	0.	123.	0.	7.	0.
0-1982/ 0-1983	813.	0.	0.	0.	27.	558.	0.	0.	0.	250.	0.	32.	0.
0-1983/ 0-1984	644.	0.	0.	0.	31.	496.	0.	0.	0.	175.	0.	4.	0.
0-1984/ 0-1985	873.	0.	0.	0.	23.	561.	0.	0.	0.	314.	0.	21.	0.
0-1985/ 0-1986	862.	0.	0.	0.	22.	575.	0.	0.	0.	327.	0.	-19.	0.
0-1986/365-1986	958.	0.	0.	0.	24.	628.	1.	0.	0.	350.	0.	3.	0.

Mass-balance of PO₄-P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in kg.ha⁻¹)

Balance period	Miner- aliz.	Addi- tions	Dep. wet	Infil- tration	Seep- age	Crop uptake	Leak- age	Drain- age	Run- off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	36.	280.	0.	0.	0.	1.	0.	0.	0.	0.	314.	0.	6.
0-1971/ 0-1972	49.	280.	0.	0.	0.	10.	0.	0.	0.	0.	319.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	48.	280.	0.	0.	0.	32.	0.	0.	0.	1.	295.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	57.	280.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	16.	230.	0.	0.
0-1974/ 0-1975	54.	280.	0.	0.	0.	98.	0.	0.	0.	-6.	243.	0.	0.
0-1975/ 0-1976	59.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	-2.	241.	0.	0.
0-1976/ 0-1977	51.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	10.	232.	0.	0.
0-1977/ 0-1978	62.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	0.	0.	8.	126.	112.	0.
0-1978/ 0-1979	59.	280.	0.	0.	0.	93.	0.	0.	0.	-17.	144.	120.	0.
0-1979/ 0-1980	64.	280.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-2.	186.	66.	0.
0-1980/ 0-1981	58.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	10.	115.	-131.	0.
0-1981/ 0-1982	56.	280.	0.	0.	0.	71.	0.	0.	0.	-8.	97.	176.	0.
0-1982/ 0-1983	69.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	3.	143.	113.	0.
0-1983/ 0-1984	65.	280.	0.	0.	0.	80.	0.	0.	0.	-4.	109.	161.	0.
0-1984/ 0-1985	64.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	0.	144.	109.	0.
0-1985/ 0-1986	59.	0.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	0.	136.	-169.	0.
0-1986/365-1986	49.	0.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	1.	142.	-194.	0.

NOTA/1970

77

BIJLAGE IIIB

Soiltype HN $C_b=70$ ppm

Mass-balance of PO_4 -P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in $kg.ha^{-1}$)

Balance period	Miner-aliz.	Addi-tions	Dep.wet	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Leak-age	Drain-age	Run-off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	36.	280.	0.	0.	0.	1.	0.	0.	0.	0.	314.	0.	0.
0-1971/ 0-1972	49.	280.	0.	0.	0.	10.	0.	0.	0.	0.	319.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	48.	280.	0.	0.	0.	32.	0.	0.	0.	1.	295.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	57.	280.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	16.	230.	0.	0.
0-1974/ 0-1975	54.	280.	0.	0.	0.	98.	0.	0.	0.	-6.	243.	0.	0.
0-1975/ 0-1976	59.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	-2.	241.	0.	0.
0-1976/ 0-1977	51.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	10.	232.	0.	0.
0-1977/ 0-1978	62.	280.	0.	0.	0.	100.	0.	0.	0.	9.	233.	0.	0.
0-1978/ 0-1979	59.	280.	0.	0.	0.	96.	0.	0.	0.	-16.	259.	0.	0.
0-1979/ 0-1980	64.	280.	0.	0.	0.	99.	0.	0.	0.	-2.	247.	0.	0.
0-1980/ 0-1981	58.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	12.	243.	0.	0.
0-1981/ 0-1982	56.	280.	0.	0.	0.	74.	0.	0.	0.	-6.	269.	0.	0.
0-1982/ 0-1983	69.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	4.	250.	0.	0.
0-1983/ 0-1984	65.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	-2.	263.	0.	0.
0-1984/ 0-1985	64.	280.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	1.	251.	0.	0.
0-1985/ 0-1986	59.	0.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-3.	-31.	0.	0.
0-1986/365-1986	49.	0.	0.	0.	0.	105.	0.	0.	0.	-2.	-54.	0.	0.

NOTA/1970

78

BIJLAGE IIIc

Soiltype HN $C_m \cdot 10$

Mass-balance of PO_4 -P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in $kg \cdot ha^{-1}$)

Balance period	Mineraliz.	Additions	Depos. wet	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Leakage	Drainage	Run-off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.	Balance dev.
0-1970/ 0-1971	36.	280.	0.	0.	0.	11.	0.	0.	0.	1. 303. 0.	0.
0-1971/ 0-1972	49.	280.	0.	0.	0.	70.	0.	0.	0.	1. 258. 0.	0.
0-1972/ 0-1973	48.	280.	0.	0.	0.	91.	0.	0.	0.	2. 235. 0.	0.
0-1973/ 0-1974	57.	280.	0.	0.	0.	109.	0.	0.	0.	17. 211. 0.	0.
0-1974/ 0-1975	54.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-7. 156. 90.	0.
0-1975/ 0-1976	59.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-3. 160. 86.	0.
0-1976/ 0-1977	51.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	8. 88. 151.	0.
0-1977/ 0-1978	62.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	0.	0.	8. 95. 142.	0.
0-1978/ 0-1979	59.	280.	0.	0.	0.	93.	0.	0.	0.	-17. 117. 145.	0.
0-1979/ 0-1980	64.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-1. 155. 96.	0.
0-1980/ 0-1981	58.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	10. 84. 161.	0.
0-1981/ 0-1982	56.	280.	0.	0.	0.	72.	0.	0.	0.	-8. 71. 202.	0.
0-1982/ 0-1983	69.	280.	0.	0.	0.	91.	0.	0.	0.	3. 111. 144.	0.
0-1983/ 0-1984	65.	280.	0.	0.	0.	80.	0.	0.	0.	-4. 82. 187.	0.
0-1984/ 0-1985	64.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	0. 118. 135.	0.
0-1985/ 0-1986	59.	0.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	0. 110. -143.	0.
0-1986/365-1986	49.	0.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	1. 117. -170.	0.

NOTA/1970

79

BIJLAGE IVa

Soiltype EZ

Waterbalance for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in mm/balance period)

Balance period	Precipitation	Drainfluxes from:				Seepage	Evapo-transp.	Leakage	Drainflux to:			Run-off	Storage \pm incr.	Balance dev.
		Trench	Ditch	Canal					Trench	Ditch	Canal			
0-1970/ 0-1971	1152.	0.	0.	0.	19.	677.	2.	0.	0.	391.	0.	102.	0.	
0-1971/ 0-1972	1148.	0.	0.	0.	16.	623.	2.	0.	0.	539.	0.	0.	0.	
0-1972/ 0-1973	853.	0.	0.	0.	25.	530.	1.	0.	0.	353.	0.	-6.	0.	
0-1973/ 0-1974	858.	0.	0.	0.	23.	649.	1.	0.	0.	314.	0.	-84.	0.	
0-1974/ 0-1975	747.	0.	0.	0.	26.	594.	0.	0.	0.	176.	0.	2.	0.	
0-1975/ 0-1976	908.	0.	0.	0.	24.	593.	0.	0.	0.	335.	0.	5.	0.	
0-1976/ 0-1977	562.	0.	0.	0.	34.	516.	0.	0.	0.	123.	0.	-43.	0.	
0-1977/ 0-1978	656.	0.	0.	0.	31.	604.	0.	0.	0.	68.	0.	15.	0.	
0-1978/ 0-1979	780.	0.	0.	0.	28.	579.	0.	0.	0.	192.	0.	37.	0.	
0-1979/ 0-1980	993.	0.	0.	0.	24.	588.	1.	0.	0.	366.	0.	61.	0.	
0-1980/ 0-1981	635.	0.	0.	0.	30.	516.	1.	0.	0.	240.	0.	-91.	0.	
0-1981/ 0-1982	536.	0.	0.	0.	36.	443.	0.	0.	0.	123.	0.	7.	0.	
0-1982/ 0-1983	813.	0.	0.	0.	27.	558.	0.	0.	0.	250.	0.	32.	0.	
0-1983/ 0-1984	644.	0.	0.	0.	31.	496.	0.	0.	0.	175.	0.	4.	0.	
0-1984/ 0-1985	873.	0.	0.	0.	23.	561.	0.	0.	0.	314.	0.	21.	0.	
0-1985/ 0-1986	862.	0.	0.	0.	22.	575.	0.	0.	0.	327.	0.	-19.	0.	
0-1986/365-1986	958.	0.	0.	0.	24.	628.	1.	0.	0.	350.	0.	3.	0.	

Mass-balance of PO_4 -P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in kg.ha⁻¹)

Balance period	Mineraliz.	Additions	Deposits	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Leakage	Drainage	Run-off	Storage (pos=incr.)	solution Complex Precip.	Balance dev.	
0-1970/ 0-1971	37.	280.	0.	0.	0.	42.	0.	0.	0.	1.	274.	0.	0.
0-1971/ 0-1972	50.	280.	0.	0.	0.	74.	0.	0.	0.	0.	256.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	50.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	1.	240.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	59.	280.	0.	0.	0.	109.	0.	0.	0.	15.	202.	12.	0.
0-1974/ 0-1975	56.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-7.	72.	176.	0.
0-1975/ 0-1976	61.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-3.	87.	162.	0.
0-1976/ 0-1977	52.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	8.	51.	190.	0.
0-1977/ 0-1978	64.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	0.	0.	8.	56.	183.	0.
0-1978/ 0-1979	60.	280.	0.	0.	0.	93.	0.	0.	0.	-17.	68.	196.	0.
0-1979/ 0-1980	65.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-2.	88.	164.	0.
0-1980/ 0-1981	59.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	10.	52.	195.	0.
0-1981/ 0-1982	57.	280.	0.	0.	0.	71.	0.	0.	0.	-8.	45.	229.	0.
0-1982/ 0-1983	70.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	3.	64.	192.	0.
0-1983/ 0-1984	66.	280.	0.	0.	0.	80.	0.	0.	0.	-4.	49.	222.	0.
0-1984/ 0-1985	65.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	0.	65.	190.	0.
0-1985/ 0-1986	60.	0.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	0.	59.	-91.	0.
0-1986/365-1986	50.	0.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	0.	60.	-111.	0.

NOTA/1970

80

BIJLAGE IVb

Soiltype EZ

$C_b=70$ ppm

Mass-balance of PO_4-P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in $kg \cdot ha^{-1}$)

Balance period	Mineraliz.	Additions	Depos. wet	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Leakage	Drainage	Run-off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	37.	280.	0.	0.	0.	42.	0.	0.	0.	1.	274.	0.	0.
0-1971/ 0-1972	50.	280.	0.	0.	0.	74.	0.	0.	0.	0.	256.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	50.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	1.	240.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	59.	280.	0.	0.	0.	110.	0.	0.	0.	16.	214.	0.	0.
0-1974/ 0-1975	56.	280.	0.	0.	0.	99.	0.	0.	0.	-6.	243.	0.	0.
0-1975/ 0-1976	61.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	-2.	242.	0.	0.
0-1976/ 0-1977	52.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	10.	233.	0.	0.
0-1977/ 0-1978	64.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	10.	234.	0.	0.
0-1978/ 0-1979	60.	280.	0.	0.	0.	96.	0.	0.	0.	-16.	260.	0.	0.
0-1979/ 0-1980	65.	280.	0.	0.	0.	99.	0.	0.	0.	-1.	247.	0.	0.
0-1980/ 0-1981	59.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	12.	244.	0.	0.
0-1981/ 0-1982	57.	280.	0.	0.	0.	74.	0.	0.	0.	-5.	269.	0.	0.
0-1982/ 0-1983	70.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	5.	250.	0.	0.
0-1983/ 0-1984	66.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	-1.	264.	0.	0.
0-1984/ 0-1985	65.	280.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	1.	251.	0.	0.
0-1985/ 0-1986	60.	0.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-3.	-30.	0.	0.
0-1986/365-1986	50.	0.	0.	0.	0.	106.	0.	0.	0.	-3.	-53.	0.	0.

NOTA/1970

81

BIJLAGE IVc

Soiltype EZ $C_m \cdot 10$

Mass-balance of $PO_4\text{-P}$ in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in $kg \cdot ha^{-1}$)

Balance period	Mineraliz.	Additions	Depos. wet	Intil- tration	Seep- age	Crop uptake	Leak- age	Drain- age	Run- off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	37.	280.	0.	0.	0.	115.	0.	1.	0.	6.	173.	22.	0.
0-1971/ 0-1972	50.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	2.	0.	0.	72.	156.	0.
0-1972/ 0-1973	50.	280.	0.	0.	0.	86.	0.	1.	0.	-1.	51.	193.	0.
0-1973/ 0-1974	59.	280.	0.	0.	0.	106.	0.	1.	0.	13.	39.	181.	0.
0-1974/ 0-1975	56.	280.	0.	0.	0.	96.	0.	0.	0.	-7.	30.	217.	0.
0-1975/ 0-1976	61.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	1.	0.	-3.	45.	201.	0.
0-1976/ 0-1977	52.	280.	0.	0.	0.	85.	0.	0.	0.	6.	18.	223.	0.
0-1977/ 0-1978	64.	280.	0.	0.	0.	98.	0.	0.	0.	8.	18.	220.	0.
0-1978/ 0-1979	60.	280.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-16.	31.	230.	0.
0-1979/ 0-1980	65.	280.	0.	0.	0.	96.	0.	1.	0.	1.	50.	197.	0.
0-1980/ 0-1981	59.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	1.	0.	6.	27.	223.	0.
0-1981/ 0-1982	57.	280.	0.	0.	0.	72.	0.	0.	0.	-8.	21.	252.	0.
0-1982/ 0-1983	70.	280.	0.	0.	0.	91.	0.	0.	0.	4.	35.	219.	0.
0-1983/ 0-1984	66.	280.	0.	0.	0.	81.	0.	0.	0.	-5.	25.	245.	0.
0-1984/ 0-1985	65.	280.	0.	0.	0.	91.	0.	1.	0.	2.	38.	214.	0.
0-1985/ 0-1986	60.	0.	0.	0.	0.	93.	0.	1.	0.	0.	35.	-68.	0.
0-1986/365-1986	50.	0.	0.	0.	0.	102.	0.	1.	0.	-1.	35.	-87.	0.

NOTA/1970

82

BIJLAGE Va

Soiltype ZN

Waterbalance for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in mm/balance period)

Balance period	Precipi- tation	Drainfluxes from:				Seep- age	Evapo- transp.	Leak- age	Drainflux to:				Run- off	Storage t=incr.	Balance dev.
		Trench	Ditch	Canal					Trench	Ditch	Canal				
0-1970/ 0-1971	1152.	0.	0.	0.	19.	677.	2.	0.	0.	391.	0.	102.	0.		
0-1971/ 0-1972	1148.	0.	0.	0.	16.	623.	2.	0.	0.	539.	0.	0.	0.		
0-1972/ 0-1973	853.	0.	0.	0.	25.	530.	1.	0.	0.	353.	0.	-6.	0.		
0-1973/ 0-1974	858.	0.	0.	0.	23.	649.	1.	0.	0.	314.	0.	-84.	0.		
0-1974/ 0-1975	747.	0.	0.	0.	26.	594.	0.	0.	0.	176.	0.	2.	0.		
0-1975/ 0-1976	908.	0.	0.	0.	24.	593.	0.	0.	0.	335.	0.	5.	0.		
0-1976/ 0-1977	562.	0.	0.	0.	34.	516.	0.	0.	0.	123.	0.	-43.	0.		
0-1977/ 0-1978	656.	0.	0.	0.	31.	604.	0.	0.	0.	68.	0.	15.	0.		
0-1978/ 0-1979	780.	0.	0.	0.	28.	579.	0.	0.	0.	192.	0.	37.	0.		
0-1979/ 0-1980	993.	0.	0.	0.	24.	588.	1.	0.	0.	366.	0.	61.	0.		
0-1980/ 0-1981	635.	0.	0.	0.	30.	516.	1.	0.	0.	240.	0.	-91.	0.		
0-1981/ 0-1982	536.	0.	0.	0.	36.	443.	0.	0.	0.	123.	0.	7.	0.		
0-1982/ 0-1983	813.	0.	0.	0.	27.	558.	0.	0.	0.	250.	0.	32.	0.		
0-1983/ 0-1984	644.	0.	0.	0.	31.	496.	0.	0.	0.	175.	0.	4.	0.		
0-1984/ 0-1985	873.	0.	0.	0.	23.	561.	0.	0.	0.	314.	0.	21.	0.		
0-1985/ 0-1986	862.	0.	0.	0.	22.	575.	0.	0.	0.	327.	0.	-19.	0.		
0-1986/365-1986	958.	0.	0.	0.	24.	628.	1.	0.	0.	350.	0.	3.	0.		

Mass-balance of PO₄-P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in kg.ha⁻¹)

Balance period	Miner- aliz.	Addi- tions	Dep. wet	Infil- tration	Seep- age	Crop uptake	Leak- age	Drain- age	Run- off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	37.	280.	0.	0.	0.	14.	0.	0.	0.	0.	303.	0.	0.
0-1971/ 0-1972	50.	280.	0.	0.	0.	35.	0.	0.	0.	0.	296.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	50.	280.	0.	0.	0.	65.	0.	0.	0.	1.	263.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	59.	280.	0.	0.	0.	110.	0.	0.	0.	16.	214.	0.	0.
0-1974/ 0-1975	56.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	0.	0.	-7.	170.	75.	0.
0-1975/ 0-1976	61.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	-4.	95.	154.	0.
0-1976/ 0-1977	52.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	8.	59.	183.	0.
0-1977/ 0-1978	64.	280.	0.	0.	0.	97.	0.	0.	0.	8.	65.	174.	0.
0-1978/ 0-1979	60.	280.	0.	0.	0.	93.	0.	0.	0.	-17.	77.	188.	0.
0-1979/ 0-1980	65.	280.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-2.	97.	156.	0.
0-1980/ 0-1981	59.	280.	0.	0.	0.	83.	0.	0.	0.	10.	59.	187.	0.
0-1981/ 0-1982	57.	280.	0.	0.	0.	71.	0.	0.	0.	-8.	52.	223.	0.
0-1982/ 0-1983	70.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	3.	72.	184.	0.
0-1983/ 0-1984	66.	280.	0.	0.	0.	80.	0.	0.	0.	-4.	55.	215.	0.
0-1984/ 0-1985	65.	280.	0.	0.	0.	90.	0.	0.	0.	0.	72.	183.	0.
0-1985/ 0-1986	60.	0.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	0.	66.	-98.	0.
0-1986/365-1986	50.	0.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	0.	67.	-118.	0.

NOTA/1970

83

BIJLAGE Vb

Soiltype ZN $C_b=70$ ppm

Mass-balance of PO_4 -P in solution for layers 0 to 15 written and updated at daynr. 0.

Area nr = 1 , technology nr = 1 (balance terms in $kg.ha^{-1}$)

Balance period	Miner- aliz.	Addi- tions	Dep. wet	Infil- tration	Seep- age	Crop uptake	Leak- age	Drain- age	Run- off	Storage (pos=incr.) solution Complex Precip.			Balance dev.
0-1970/ 0-1971	37.	280.	0.	0.	0.	14.	0.	0.	0.	0.	303.	0.	0.
0-1971/ 0-1972	50.	280.	0.	0.	0.	35.	0.	0.	0.	0.	296.	0.	0.
0-1972/ 0-1973	50.	280.	0.	0.	0.	65.	0.	0.	0.	1.	263.	0.	0.
0-1973/ 0-1974	59.	280.	0.	0.	0.	110.	0.	0.	0.	16.	214.	0.	0.
0-1974/ 0-1975	56.	280.	0.	0.	0.	99.	0.	0.	0.	-6.	243.	0.	0.
0-1975/ 0-1976	61.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	-2.	242.	0.	0.
0-1976/ 0-1977	52.	280.	0.	0.	0.	89.	0.	0.	0.	10.	233.	0.	0.
0-1977/ 0-1978	64.	280.	0.	0.	0.	101.	0.	0.	0.	9.	234.	0.	0.
0-1978/ 0-1979	60.	280.	0.	0.	0.	96.	0.	0.	0.	-16.	260.	0.	0.
0-1979/ 0-1980	65.	280.	0.	0.	0.	99.	0.	0.	0.	-1.	248.	0.	0.
0-1980/ 0-1981	59.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	12.	243.	0.	0.
0-1981/ 0-1982	57.	280.	0.	0.	0.	74.	0.	0.	0.	-5.	269.	0.	0.
0-1982/ 0-1983	70.	280.	0.	0.	0.	95.	0.	0.	0.	4.	250.	0.	0.
0-1983/ 0-1984	66.	280.	0.	0.	0.	84.	0.	0.	0.	-2.	264.	0.	0.
0-1984/ 0-1985	65.	280.	0.	0.	0.	92.	0.	0.	0.	1.	252.	0.	0.
0-1985/ 0-1986	60.	0.	0.	0.	0.	94.	0.	0.	0.	-3.	-30.	0.	0.
0-1986/365-1986	50.	0.	0.	0.	0.	105.	0.	0.	0.	-3.	-53.	0.	0.